

はじめに

プロ・ナトゥーラ・ファンド助成は、自然保護のための研究や普及活動を支援するために1990年より実施している公募助成事業です。PRO NATURA とは「自然のために」という意味のラテン語で、当財団の活動のモットーでもあります。当財団の公益財団法人化にともない2012年から日本自然保護協会との連携を解消し単独事業として実施しております。

本報告書は、2010年10月より2011年9月までに実施された第21期（2010年度）の助成の成果を取りまとめたものです。第21期では、100件の応募があり、その中から選考委員会の審議を経て、国内研究助成9件、国内活動助成7件、海外助成3件のあわせて19件が選ばれました。その19件に対し1,972万円の助成を行ないました。採択案件には、ニホンジカの問題解決のための研究や絶滅危惧種である動植物に関する研究、また研究成果の社会への発信といった活動が目立ちます。現在の日本の自然保護問題の状況を反映したものといえるでしょう。

この第21期までの応募件数累計は1,328件、採択件数累計は453件にのびります。助成総額は総計で4億7,780万円となります。

これらの成果が、各地域における自然保護のために有効に活用されるよう願ってやみません。

2013年11月

公益財団法人自然保護助成基金
理事長 有賀 祐勝

目 次

国内研究助成

絶滅危惧種シマフクロウの種保全をめざした個体識別・遺伝的多様性の 解析と遺伝子資源保存システムの確立	1
大村湾に生息するスナメリの保全に関する研究	9
南アルプス高山生態系の保全を目的としたニホンジカの生態学的研究	17
芦生冷温帯天然林における大規模シカ防除柵設置 5 年後の生態系機能の 回復過程とそのメカニズムに関する研究	27
オガサワラオコウモリの生息状況と海洋島生態系での役割の解明	53
奄美大島固有の絶滅危惧種アマミヒイラギモチの繁殖と更新	65
栃木県奥日光地域におけるニホンジカの高密度化がネズミ類とその捕食者に与える影響	77
日本産絶滅危惧水生植物の現状—特に情報の不足する種の実態解明—	85
利尻島の湿原の生態系保全と自然史教育のための環境史・植生史に関する研究	101

国内活動助成

伊豆諸島 御蔵島・三宅島植生誌編纂	117
普及・啓発・提言事業 生物多様性条約とラムサール条約によって 保全する湿地の生物多様性	123
調査研究に基づいたこんぶくろ池湿地の植生管理指針策定と環境教育教材作成	126
野生動物保護と自然の研修	131
子供達とともにを行う自然環境再生事業を通じた低地林保全活動	133
北海道淡水魚保護フォーラム「川底からの河川再生」	136
北陸地方におけるウミガメの調査と保護活動	139

海外助成

Population status of the Tertiary relict <i>Tetracentron sinense</i> in the subtropical Ailao Mountains, Yunnan, SW China, and proposed conservation efforts	141
Restoration ecology of abandoned mono-specific rubber and <i>Acacia mangium</i> plantations in tropical rainforests of Selangor, Negeri Sembilan, Federal Territory - Kuala Lumpur, and Sarawak, Malaysia	151
Conservation of relict plants and its habitats along the altitudinal gradients of the sub-tropical evergreen broad-leaved forest of the Bhutan Himalaya	155

絶滅危惧種シマフクロウの種保全をめざした個体識別・遺伝的多様性の解析と遺伝子資源保存システムの確立

北方鳥類多様性研究グループ

増田隆一¹・西田千鶴子¹・竹中 健²・表 溪太³

シマフクロウの凍結保存細胞を解凍した後に再度培養し、増殖細胞の再凍結保存および DNA 抽出と保存を行った。20 年以上凍結保存されていた細胞や、個体によっては 1 本のチューブしか残されていない細胞についても、再培養に成功した。さらに、野外から得られた血液や羽毛等から抽出された DNA を保存し今後の研究に活用するシステムづくりを進めた。

シマフクロウに使用可能な多型的 DNA マーカーを見だし、それを用いた遺伝的な個体識別解析法を確立した。この手法は、シマフクロウの家系（親子関係）および個体関係を分析するのに有効であることが判明した。過去から現在に至るシマフクロウの集団遺伝学的分析により、地域集団内・間の遺伝的多様性を明らかにした。さらに、時間的な変遷を検討した結果、遺伝的多様性が低下しつつあることが明らかとなった。

I. 背景と研究目的

シマフクロウ (*Bubo blakistoni*) は世界的に見ても北東ユーラシアのみに生息し、日本では北海道だけに生息する固有の鳥類であり、重要な生態的位置を占めている。シマフクロウは主に魚食性であり、営巣のために古木の樹洞を利用するため、魚影が豊富な河川を有する原生林やそれに近い環境の森林を生息地としている。現在、北海道におけるシマフクロウの生息域は分断化され、その生息数も約 130 羽と推定されているため、緊急に保全を要する絶滅危惧種である。しかし、シマフクロウの遺伝的特徴については個体レベル、集団レベルにおいてほとんど明らかにされていない。よって、シマフクロウ個体ごとの遺伝的特徴および集団内・間の遺伝的多様性を明らかにすることは、今後の保全活動を進めるうえでも重要な生物学的情報をもたらす。

本研究では、北海道のシマフクロウ集団の保全をめざして、以下の 3 つの項目を目的とした。

(1) これまで野外から採取され蓄積されてきたシマフクロウの皮膚培養細胞の再培養とその保存状態の確認を行う。野外から得られた新規の血液・羽毛等ならびに抽出されたゲノム DNA を保存し、今後の研究に活用するシステムを確立する。

(2) 高多型的 DNA マーカーを開発し、遺伝子レベルから個体識別解析法を確立する。その手法を導入して、シマフクロウの家系（親子関係）および個体関係を分析する。

(3) 現在のシマフクロウの地域集団内・間の遺伝的多様性を解明する。さらに、過去の標本の比較分析を行い、遺伝的多様性の変動を明らかにする。

II. 方法と結果

1. 過去の凍結保存細胞の再培養および培養細

1: 北海道大学大学院理学研究院 2: シマフクロウ環境研究会 3: 北海道大学大学院理学院
2011.11.17 受付, 2013.10.11 公開

胞・血液・羽毛からの DNA 抽出と保存

シマフクロウの性判定は、1980 年代から北海道大学において西田（本研究グループのメンバー）らによって開始された。その手法として、培養細胞から得られる染色体標本の核型分析が行われ、性染色体構成により判定された。すなわち、メスは ZW 型、オスは ZZ 型である。その染色体分析には、ヒナの足輪取り付けの際に採取された微量の皮膚から無菌培養された繊維芽細胞が用いられ、同時に増殖した培養細胞は自主的に液体窒素に凍結保存されていた。本研究では、それらの貴重な凍結保存細胞を再培養し、増殖した細胞を DNA 抽出用および液体窒素への再保存用とした。長期間のものでは 20 年以上もの間凍結保存されていたこと、個体によっては 1 本のチューブしか残されていないものがあったことなどにより、再培養が成功するか懸念されたが、慎重に操作を進めた結果、幸いにも保存されている凍結細胞（100 個体分）を再培養することに成功した（写真 1）。各サンプル細胞の一部からはゲノム DNA を抽出し、下記のⅡ-2 およびⅡ-3 の分析に使用するとともにその DNA を保存した。

さらに、知床、十勝、日高などにおける野外でのヒナ足環調査に参加し、微量の採血による塗抹標本（写真 2）および営巣地周辺に落下していた羽毛（写真 3）等の収集を行い、DNA を抽出・保存した。血液塗抹標本・羽毛ともに以下に示す DNA 分析に使用可能であることが明らかとなった。

2. 高多型的 DNA マーカーの開発

本研究では、両親から遺伝するマイクロサテライト遺伝子座をマーカーとして用いた。マイクロサテライトは、ゲノム DNA の中に散在し、1 塩基から 10 塩基を一つの単位とする反復配列のことである。その反復回数には多様性があり、一つのマイクロサテライト遺伝子座におい

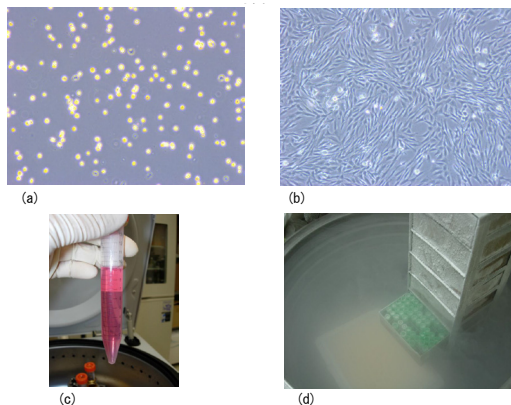


写真 1 シマフクロウ皮膚繊維芽細胞の培養。

(a) 解凍した細胞を培養液に移す。 (b) 一面に増殖細胞がみられる。 (c) 遠心することにより培養液から増殖細胞を分離する。 (d) 培養細胞を液体窒素中に凍結保存する。



写真 2 ヒナ足輪調査時に健康診断のために採血された血液標本。微量血液の塗抹標本を DNA 分析用に保存する。



写真 3 営巣地周辺に落ちているシマフクロウの羽毛。回収して DNA 分析を行う。

て、反復回数の異なる塩基配列を異なる対立遺伝子としてとらえる。

まず、シマフクロウのゲノム DNA を用い、遺伝子増幅法 (PCR) とそのクローニングにより、複合型のマイクロサテライトの 38 遺伝子座を単離した。これには複合型マイクロサテライト配列を PCR プライマーとして用いた。その各 PCR 産物の中間部位に、新規に PCR プライマーをデザインするとともに最適な反応条件を設定し、家系が異なると考えられるシマフクロウ約 10 個体について遺伝子型を調べた。その結果、これらの個体では多様性がなく単型であったため、残念ながら、得られた 38 遺伝子座はマーカーに使用することができなかった。

次に、複数種のフクロウ類から既に報告されているマイクロサテライト遺伝子マーカーをシマフクロウ DNA 分析へ適用し、多型性の有無を調べた。マーカー候補として、以下の 6 種 [ワシミズク (*Bubo bubo*) (Isaksson and Tegelstrom 2002), リュウキュウコノハズク (*Otus elegans*) (Hsu et al. 2003, 2006), ニシアメリカフクロウ (*Strix occidentalis lucida*) (Thode et al. 2002), アカスズメフクロウ (*Glaucidium brasilianum*) (Proudfoot et al. 2005), キンメフクロウ (*Aegolius funereus*) (Koopman et al. 2004), アナホリフクロウ (*Athene cunicularia*) (Korfanta et al. 2002; Faircloth et al. 2010)] から報告されているもの、ならびに、キンカチョウ (*Taeniopygia guttata*) で開発されメンフクロウ (*Tyto alba*) など有効性が確認されているマーカー (Klein et al. 2009) の計 53 遺伝子座を使用した。これら

のマイクロサテライトマーカー候補を用いて、シマフクロウ 2 個体の DNA について PCR を行った。計 53 遺伝子座のうち 33 遺伝子座において、シマフクロウ DNA からの PCR 増幅に成功した。得られた PCR 産物について塩基配列を決定し、反復配列であるマイクロサテライト領域が確実に含まれることを確認した。その後、比較的長いサイズのマイクロサテライト領域を含むマーカー候補について、シマフクロウ約 10 個体について予備的分析を行い、多型性の有無を調べた。これらのマーカー候補は 2 塩基から 5 塩基の単位の反復を有していたが、2 塩基または 3 塩基の単位のマーカーは多型的ではなかった。一方、4 塩基または 5 塩基の単位が 10 回以上反復するマイクロサテライト遺伝子座のすべてにおいて多型性が見い出された。最終的に、リュウキュウコノハズク、ニシアメリカフクロウ、アカスズメフクロウ、アナホリフクロウから報告された計 8 遺伝子座が多型性をもつことが判明し、それらをシマフクロウ分析のマーカーとして選定することとした (表 1)。なお、マーカー No.8 については Faircloth et al. (2010) により常染色体上にある遺伝子座として報告されていたが、本研究での分析により、シマフクロウでは性染色体である Z 染色体上に位置していることが明らかになった。それ以外のマーカー遺伝子座は常染色体上に位置していると考えられた。

3. 家系調査、個体関係、集団内遺伝的多様性の解析

表 1 8 種類のマイクロサテライト遺伝子座に関する対立遺伝子数とヘテロ接合度の観察値 (H_o)。

遺伝子座	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8
対立遺伝子数	7	2	3	2	7	6	3	3
ヘテロ接合度 観察値(H_o)	0.66	0.05	0.49	0.51	0.74	0.61	0.51	オス 0.49 メス 0

上記Ⅱ-2で選定したDNAマーカーを用いて、Ⅱ-1で得られた計120個体のサンプルについて遺伝子型を決定した。採取年代と個体数は、1986～1989年の25個体、1990～1993年の37個体、1997～1999年の37個体、2009～2010年の21個体である。さらに、サンプル採取地に基づき以下の5つの地域集団を設定した：知床（44個体）、釧路北部（18個体）、根室（31個体）、十勝（22個体）、日高（5個体）。

その結果、各個体間で遺伝子型が一致することではなく、選定した8つのDNAマーカーを用いることにより個体識別および性別判定が可能になることが判明した。表1は、各マーカー遺伝子座において見いだされた対立遺伝子数とヘテロ接合度（遺伝的多様性の指標の一つ）の観察値（ H_o ）を示す。これらのマーカーを用いて得られた遺伝子型と生態調査から明らかにされている家系とを照合することにより、使用しているDNAマーカーすべてが親から子へ遺伝していることが明らかになった。つまり、個体の由来が不明である2つのサンプルを調べた時に、もしそれらが異なる個体由来であれば、その遺伝子型が異なる確率が極めて高いと考えられる。反対に、遺伝子型が同じであれば、両サンプルは同一個体由来する可能性が高い。こ

れらのマーカーによって決定される遺伝子型を比較することにより、親子鑑定や近縁関係を的確に考察することができる。

分析した全個体の遺伝子型データについて、ARLEQUIN 3.1.1 (Excoffier et al. 2005) によりハーディ・ワインベルク平衡(HWE)検定を行ったところ、一部の遺伝子座でHWEからの有意な逸脱 ($P < 0.05$) がみられた。一方、5つの地域集団それぞれについてHWE検定を行ったところ、どの地域集団についてもHWEからの逸脱はみられず、各地域集団において、外部からの移入個体が少ない状態で世代交代が進んでいることが示された。

さらに、ARLEQUIN 3.1.1を用いて、分集団間での遺伝的分化度 (pairwise F_{ST}) を算出した結果、いずれの地域集団間でも有意な分化がみられた。さらに、各地域において、サンプリング年代で分けた集団間で遺伝的分化度を算出したところ、同地域における年代間では小さな値が得られたが、異なる地域の集団間の分化度はどの年代においても有意であった。その遺伝的分化度を用いて、MEGA 5.0 (Tamura et al. 2007) により地域集団間の系統関係（近隣結合法）を描いたところ、知床集団が他の4地域集団と近い関係にあることが明らかとなった（図

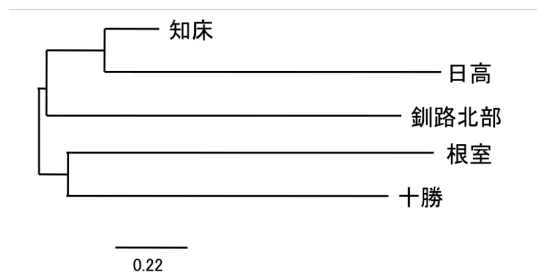


図1 地域集団間の遺伝的分化度 F_{ST} に基づく系統関係（近隣結合法による）。
下にある棒線は遺伝距離を表す。

1).

図2は各地域集団におけるヘテロ接合度を示す。さらに、図3は各地域集団における4つの年代を経たヘテロ接合度の変遷を示している。十勝集団を除いた他の地域集団においては、1980年代から現代にかけて遺伝的多様性が減少しつつある傾向がみられた。一方、十勝集団では、年を経るごとにヘテロ接合度が上昇していた。日高集団では、2009年から2010年のサンプルのみである。

III. 考察

本研究の目的は、シマフクロウ集団の多様性や遺伝的分化の程度を評価するための遺伝子マーカーを開発すること、そのマーカーを用いて実際に評価を行うこと、そして、将来の研究や保全のために培養細胞やDNAを着実に保存する体制を確立することであった。これら3つの目的に沿って研究を進めることができたと考えている。

培養細胞の凍結保存については緻密で地道な作業が必要であり、今後も継続していく。

また、本研究により特定した8種の遺伝子マーカーは、個体レベルでの家系・個体識別分析、ならびに、集団遺伝レベルの分析に十分活

用できるものであることが明らかになった。そのマーカーを用いて得られた結果について以下の点を考察した。

まず、全個体の遺伝子型を分析した際にみられたHWEからの逸脱は、遺伝的構成の異なる複数の地域集団を単一の集団として扱ったことによるものと考えられる。この現象はワーランドの原理として知られているものである。一方、5つの地域集団の各々において検定したところでは、HWEからの逸脱はみられなかったため、北海道のシマフクロウ集団が生息地域ごとに遺伝的に分化しており、地域集団間の個体の移動が少ないことが示唆された。これまでの標識調査により、一部の地域集団は限られた家系によって構成されていることが示されている。

一方、遺伝的分化度がどの地域集団間でも統計的に有意であったことも、地域集団間の遺伝的分化の進行を裏づけている。また、地域集団間の遺伝的分化度と地理的距離との相関はみられなかったため、各地域集団が孤立した状態でボトルネックとそれに伴う遺伝的浮動を経験したことが示唆された。北海道におけるシマフクロウの個体数は1900年以降大きく減少したと報告されている(早矢仕1999)。分集団間で比較すると、知床、十勝集団のヘテロ接合度期待

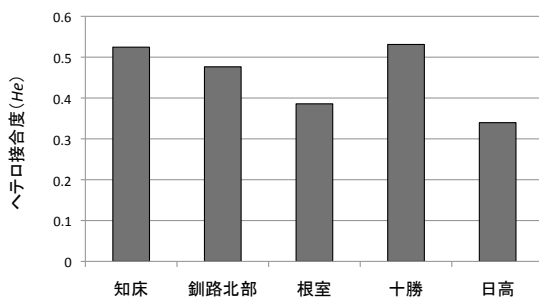


図2 地域集団におけるヘテロ接合度の期待値 (H_e).

Omote et al. (2012) より.

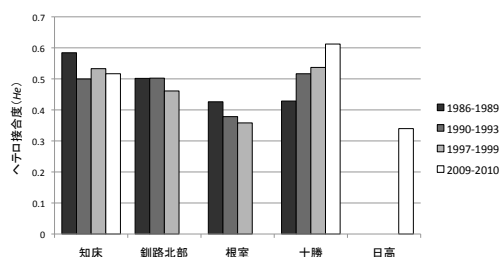


図3 地域集団における年代ごとのヘテロ接合度期待値 (H_e) の変遷. Omote et al. (2012) より.

値 (H_e) は比較的大きく、釧路北部、根室、日高集団では低かった。釧路北部、根室、十勝集団では H_o が H_e よりも大きな値であった (図2)。これはボトルネックを経た後間もない集団にみられるヘテロ接合度過剰を示しているものと思われる。100-150 頭以下のボトルネックを経た鳥類集団では、遺伝的多様性の低下や近交化のために孵化率の低下が進行することが報告されている (Heber and Briskie 2010)。現在のシマフクロウ集団においては、顕著な孵化率の低下は報告されていないが、このようなことも念頭において保護対策を進めるべきである。

一方、知床集団とその他の4つの地域集団の間の遺伝的分化度は比較的小さかった (図1)。知床ではシマフクロウが比較的安定して生息しており、その生息数は北海道における全個体の約半数を占めると報告されている (竹中 2010)。本研究の結果は、知床集団では他の地域集団と比べてボトルネックによる影響が小さく、従来の遺伝的多様性が維持されていることを示唆する。

シマフクロウの遺伝的多様性 (表1, 図2) は他のフクロウ類と比べてどうであろうか。シマフクロウ全個体の H_e の平均値は 0.54 であった。それに対し、既報のユーラシア大陸に広く分布するワシミズクの H_e は 0.60 (Isaksson and Tegelstrom 2002)、リュウキュウコノハズク

の台湾亜種 (台湾 Lanyu Island のみに分布し、IUCN Red List の準絶滅危惧種に指定) の H_e は 0.80 である (Hsu et al. 2003)。種、サンプルサイズ、サンプリング地域などのちがいがあがあるため、 H_e を直接比較することは難しいが、 H_e の値だけみても北海道シマフクロウ集団における遺伝的多様性が低下していることが示唆される。

さらに、各地域における年代におけるヘテロ接合度の変遷を検討した結果、知床、釧路北部、根室集団において 1980 年代から順に低下していた (図3)。これは、集団サイズが小さいことによる遺伝的浮動によって遺伝的多様性が時間とともに低下したことを示している。一方、十勝集団においては、ヘテロ接合体の上昇が見られた。十勝集団の遺伝子型構成を詳細に調べると、年代を経るごとに変化し、徐々に根室集団との類似性が生じていることから、根室から十勝への個体の移入により遺伝子流動が起こったものと考えられる。

IV. 今後の展望

以上のように、北海道のシマフクロウでは地域集団間でわずかな個体が移動している可能性があるが、遺伝的多様性が徐々に減少しつつある地域が多いと考えられる。今後の保護対策において、保全ユニットや生息域間のコリドーを

設定するには、本研究データおよびこの手法を用いて得られる今後のデータを生物学的データとして生かしていくことが重要であると考え。さらに、生息域外（飼育下）の繁殖個体群についての遺伝的モニタリングにおいても、本研究成果と手法は貢献することができる。

謝辞

本研究を進めるにあたりご協力いただきました環境省釧路環境事務所、釧路湿原野生生物保護センター、早矢仕有子氏、山本純郎氏に深く感謝いたします。最後に、研究助成をいただきました自然保護助成基金に深く御礼申し上げます。

本調査の成果は、Omote et al. (2012) として論文発表しました。

文献

Excoffier, L., Laval, G. and Schneider, S. 2005. Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1:47-50.

Faircloth, B. C., Title, A., Tan, K., Welty, J., Belthoff, J. R. and Gowaty, P. A. 2010. Eighteen microsatellite loci developed from western burrowing owls (*Athene cunicularia hypugaea*). *Conservation Genetics Resources* 2: 167-171.

早矢仕有子 1999. 北海道におけるシマフクロウの分布の変遷—主に標本資料からの推察— *山階鳥研報* 31: 45-61.

Heber, S. and Briskie, J. V. 2010. Population bottlenecks and increased hatching failure in endangered birds. *Conservation Biology* 24:1674-1678.

Hsu, Y.-C., Severinghaus, L. L., Lin, Y.-S. and Li, S.-H. 2003. Isolation and characterization of microsatellite DNA markers from the Lanyu scops owl (*Otus elegans botelensis*). *Molecular Ecology Notes* 3: 595-597.

Hsu, Y.-C., Li, S.-H., Lin, Y.-S. and Severinghaus, L. L. 2006. Microsatellite loci from Lanyu scops owl (*Otus elegans botelensis*) and their cross-species application in four species of strigidae. *Conservation Genetics* 7: 161-165.

Isaksson, M. and Tegelström, H. 2002. Characterization

of polymorphic microsatellite markers in a captive population of the eagle owl (*Bubo bubo*) used for supportive breeding. *Molecular Ecology Notes* 2: 91-93.

Klein, A., Horsburgh, G. J., Kupper, C., Major, A., Lee P. L. M., Hoffmann, G., Matics, R. and Dawson, D. A. 2009. Microsatellite markers characterized in the barn owl (*Tyto alba*) and of high utility in other owls (*Strigiformes: Aves*). *Molecular Ecology Resources* 9 : 1512-1519.

Koopman, M. E., Schable, N. A. and Glenn, T. C. 2004. Development and optimization of microsatellite DNA primers for boreal owls (*Aegolius funereus*). *Molecular Ecology Notes* 4: 376-378.

Korfanta, N. M., Schable, N. A. and Glenn, T. C. 2002. Isolation and characterization of microsatellite DNA primers in burrowing owl (*Athene cunicularia*). *Molecular Ecology Notes* 2: 584-585.

Omote, K., Nishida, C., Takenaka, T. and Masuda, R. 2012. Temporal changes of genetic population structure and diversity in the endangered Blakiston's fish owl (*Bubo blakistoni*) on Hokkaido Island, Japan, revealed by microsatellite analysis. *Zoological Science* 29: 299-304.

Proudfoot, G., Honeycutt, R. and Douglas, Slack, R. 2005. Development and characterization of microsatellite DNA primers of ferruginous pygmy-owl (*Glaucidium brasilianum*). *Molecular Ecology Notes* 5: 90-92.

竹中 健 2010. シマフクロウの現状と課題. 斜里町立知床博物館編「しれとこライブラリー 10 知床の自然保護」, 32-49, 北海道新聞社, 札幌.

Tamura, K., Dudley, J., Nei, M. and Kumar, S. 2007. MEGA4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) Software Version 4.0. *Molecular Biology and Evolution* 24: 1596-1599.

Thode, A. B., Maltbie, M., Hansen, L. A., Green, L. D. and Longmire, J. L. 2002. Microsatellite markers for the Mexican spotted owl (*Strix occidentalis lucida*). *Molecular Ecology Notes* 2: 446-448.

Study on individual identification and genetic diversity of the Blakiston's fish owls and establishment of the preservation system of their genetic resources

Ryuichi Masuda, Chizuko Nishida, Takeshi Takenaka and Keita Omote

In the present study, we obtained the following results, which contribute to development of conservation of the Blakiston's fish owls:

- 1) Cultured fibroblasts preserved in liquid nitrogen were successfully re-cultured, and some parts of sub-cultured cells were preserved again in liquid nitrogen and the others were applied to DNA extraction for genetic analysis. In addition, DNA of bloods and feathers collected in field was extracted and preserved for genetic analysis.
- 2) Using polymorphic microsatellite markers, the methods for genetic analysis of the Blakiston's fish owls were established. The methods were useful for analyses of familial and individual relationships.
- 3) Temporal analysis of population genetic features revealed that the population genetic diversity has gradually reduced during the last quarter of a century.

大村湾に生息するスナメリの保全に関する研究

大村湾スナメリ調査グループ

天野雅男¹・駒場昌幸²・川久保晶博²・興梠あや¹

長崎県大村湾には約 300 頭のスナメリが生息している。このスナメリ個体群の生物学的基礎情報を収集すると共に、個体群に悪影響を与えている人間活動のうち、最も影響が大きいと考えられる混獲による人為死亡を見積り、その低減を目指すために、目視ならびに音響学的手法による生息地利用パターンの調査、ストランディング個体の収集、音響的忌避装置の効果試験を行った。目視調査の結果、大村湾におけるスナメリの分布は様ではなく、集中して利用する海域があること、全体的に南北、あるいは沿岸沖合への季節的な分布のシフトがあることが明らかとなった。特に春にはおそらく繁殖活動に関係して沿岸へ接近するため、同時期に沿岸で多く操業される刺網に混獲されることが示唆された。ここ数年の混獲死亡数は、生物学的間引き可能数を上回っており、長期的に個体数が減少している可能性がある。音響忌避装置はスナメリの網への接近を低下させ、混獲低減に少なくとも短期的には効果があるものと考えられた。

1. はじめに

小型ハクジラ類であるスナメリ(*Neophocaena asiaeorientalis*)は、わが国では仙台湾から東京湾、伊勢湾・三河湾、瀬戸内海から響灘、大村湾、有明海・橘湾の 5 つの海域に分布し、それぞれが独立した地域個体群とされる (Yoshida 2002)。沿岸性が強く、水深 50m 以浅の砂泥域に生息地が限定されるため、混獲のほか生息地攪乱 (Shirakihara et al. 2007)、人工化学物質汚染 (Tanabe et al. 1998, Nakayama et al. 2009, Isobe et al. 2011) などさまざまな人為影響を強く受けており、瀬戸内海の東部ではここ 30 年程の間に顕著な個体数減少が示唆されている (Kasuya et al. 2002)。

長崎県の大村湾は面積 320 km² と小さな超閉鎖海域であり、そのほとんどが水深 20 m 以浅で底質が砂泥と全域がスナメリの好適生息環境

となっている。過去に行われた航空機を利用した目視調査の結果、大村湾の本種の生息個体数は約 300 頭と推定されている (Yoshida et al. 1998, 白木原・白木原 2002, 白木原ほか 2011)。この個体数では、人為影響により個体数が減少した場合、人口統計学的な不確定性により絶滅へ向かう可能性が無視できず、その動向には特に注意が必要である。しかしながらこの個体群については、その保全に必要な、生息地利用、繁殖期、生活史、食性などの基礎的な生態情報が非常に少ない。一方、大村湾スナメリ研究グループのこれまでの調査により、かなりの数が混獲で死亡していることが明らかになってきている。本研究では、大村湾に生息するスナメリについて、陸上と船舶からの目視調査に基づいて、その生息地利用を明らかにし、人為影響に関する基礎情報を収集し、その効果的な混獲

1: 長崎大学水産学部 2: 西海国立公園九十九島水族館
2011.11.25 受付, 2013.10.18 公開

軽減策を検討することを目的として調査を行った。

II. 方法

1. 目視による生息地利用調査

1) 船舶からの目視

湾全体をほぼカバーする約 100 km の測線を 2 本 (ライン A, B) 設置した (図 1)。九十九島水族館が保有する調査船「かのこゆり (全長 7.62 m)」あるいは「海星 (同 7.49 m)」を用いて、この測線に沿った目視調査を 2 月 16, 17 日, 4 月 25 日, 5 月 27 日, 8 月 27 日に各 1 回実施した。2 月 17 日の調査は海況悪化のため調査を途中で中断した。2 月 17 日と 4 月 25 日の調査はライン B を航行し、その他はすべて A のラインに沿って調査を行った。基本的に 8 ノットで航行する船の船首から 4 名が前方 180 度の範囲を肉眼で目視し、他 1 ないし 2 名が双眼鏡を用いてより遠方の目視に従事した。スナメリ発見時には、時刻、GPS 位置、発見頭数、船首からのスナメリ群れまでの推定角度と距離、遊泳方向、行動などを記録した。スナメリの発見率は、

海況に強く影響され、風力 4 を越えると大きく低下することが知られているため (Kasuya and Kureha 1979)、調査ライン毎の発見率などの解析には風力 4 以下の発見のみを使用した。またライン外での発見は二次発見として記録した。

2) 陸上目視

大村湾岸の広く海面を見渡せる高台に 10 観察点を設置した (図 2)。毎月 1 回、基本的に 1 日にすべての観察点を周り、各点から 20 分間の目視を行った。目視には、三脚上に固定した 7-12 倍の双眼鏡を用い、3 名が観察に従事した。スナメリの発見時には、時刻、群れ頭数、群れまでの角度、推定距離、遊泳方向、行動を記録した。角度は双眼鏡内蔵コンパス、あるいは電子コンパスで、距離は双眼鏡内蔵のレチクルを用いて、同距離にある海岸上の目標物までの距離を赤外線距離計で計測した距離、あるいは地図上の距離から推定した。発見した群れは、これらの情報が確認できればそれ以上追尾せず、他の群れの発見作業に移った。複数回発見した場合は、角度と距離から確実に同一群と考えられるもの以外はすべて別発見として扱った。

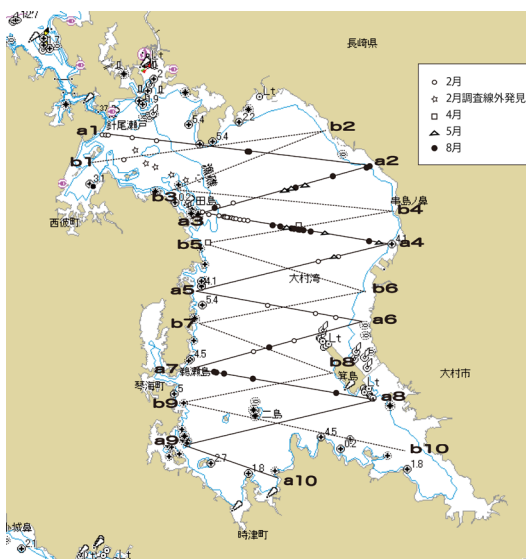


図 1 調査船による目視調査ラインとスナメリの発見位置。

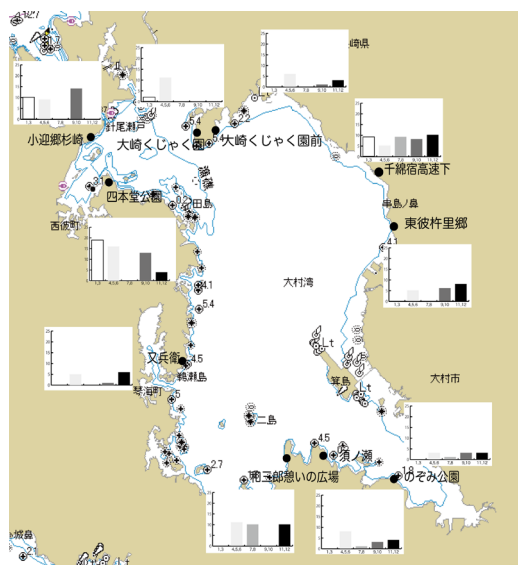


図 2 陸上定点の位置と季節別時間当たりスナメリ発見数。

従って、若干の重複カウントが含まれる可能性は排除できない。

2. ストランディング個体による基礎生物情報の収集と混獲状況

長崎県自然環境課、地方自治体、漁業協同組合の協力の元、混獲・漂着死亡個体の情報を収集すると共に死体を回収した。混獲時には、混獲した漁業者に聞き取りを行い、混獲漁具、投網・揚網時間、設置位置、網目合、混獲位置、漁獲の状況などの情報を収集した。研究グループで組織的にストランディング標本収集を開始した2007年以降のストランディングデータを用いて漂着・混獲の季節的な傾向の検討、年間混獲数の算出を行った。

これまでに行われた航空機を用いた生息数推定値より生物学的間引き可能量 (Potential Biological Removal; 最大持続生産量を維持する個体数を十分担保できる人為死亡数; Wade 1998) を以下の式に基づいて算出した。

$$PBR=1/2R_{\max} N_{\min} F_R$$

ここで、 $N_{\min}$ は個体数推定値に対する対数正規分布下側 20 % 点で、個体数推定値は白木原ほか (2002) の 289 (CV=0.19) 頭を使用した。調査線上の発見確率 ($g(0)$) を 1 としているため、この推定値は過少である。航空機調査におけるスナメリの $g(0)$ の推定値は得られていないが、飼育下の潜水行動から推定された 0.899 (宮下ほか 2003) を用いた場合の PBR も算出した。 $R_{\max}$ (純再生産率) はスナメリに対しては推定値が得られていないが、ネズミイルカ科鯨類は一般的高いと考えられることから、イシイルカで用いられている 0.6 とし、 F_R (回復係数) は一般的に用いられる 0.5 を採用した。

回数した標本は基本的に冷凍保存し、3 月に国立科学博物館、愛媛大学、佐賀大学、九州大学、熊本大学などの共同研究者と共に、詳細計

測後、解剖し、病理検索を行うと共に各器官のサンプリングを行った。研究項目は生活史情報 (年齢・性状態)、胃内容物、有機ハロゲン化合物などの人工化学物質蓄積、寄生虫検索、ウィルス検索、骨格形態などであり、各研究機関で解析が進められているところである。

3. 音響データロガーによるスナメリのモニタおよび音響忌避装置の有効性の検討

川棚町の大崎半島地先の定置網 (北緯 32°02', 東経 129°50') の先約 30 m に係留系を設置し、スナメリのエコロケーションクリックスを記録する音響データロガー (A-tag, マリンマイクロテクノロジー社製 ML200-AS2) と温度計測ロガーを設置した。A-tag はスナメリのクリックスに合致するパルスを 60 cm 離れた 2 つマイクロフォンで検出し、その時間と音圧、2 つのマイクロフォンへの到達時間の差を記録するものである (Akamatsu et al. 2008)。約 2 週間に一度 A-tag を引き上げてデータをダウンロードした。また A-tag の設置に合わせて 2 週間おきに、ネズミイルカ用音響忌避装置 (ピンガー; Aquatec 社製 AQUAmark100) を定置網の誘導網と運動場入口それぞれ 1 個ずつ設置した。このピンガーは 20 ~ 160 kHz の高周波周波数との低周波のパルスを 300 ms 間ランダムな間隔で発するもので、1 台当りの効果距離は約 200 m である。同種のピンガーはヨーロッパにおいてスナメリと同様のエコロケーションクリックスを発するネズミイルカに効果があることが報告されている (Kraus et al. 1997, Carlström et al. 2009)。

III. 結果

1. 目視による生息地利用調査

船舶からの目視調査におけるスナメリ発見位置を図 1 に示す。発見位置の分布は均一でなく、とくに 4 月と 8 月の調査で、西海市西彼町 (西

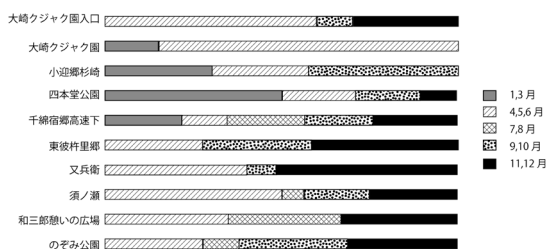


図3 陸上定点からのスナメリ発見の季節分布。定点は北から南に上から下に並べてある。

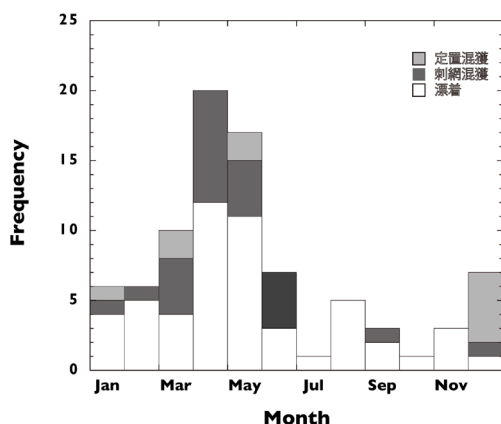


図4 大村湾のスナメリストランディングの月分布。

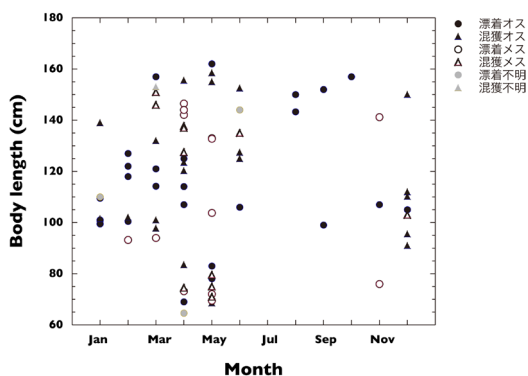


図5 大村湾のストランディングの月と体長の関係。

岸)と大崎半島から東彼杵町(東岸)を結ぶ調査線で多くの発見が見られた(図1)。

陸上目視による発見分布には弱い季節的な傾向があり、夏には和三四郎憩いの広場(長与町)、

須崎(諫早市多良見町)、のぞみ公園(同)など湾の南岸の調査点での発見が多かった(図2, 3)。一方冬には、西海橋杉崎、四本堂公園など湾の北側に多く現れる傾向があった。

春から初夏と秋には多くの観測点で発見があった(図2, 3)。特に春季には津水湾を望むのぞみ公園、小串湾を望む大崎半島クジャク園など内湾での発見も多かった(図2, 3)。

2. ストランディング個体による基礎生物情報の収集と混獲状況

2010年10月より2011年10月の間に大村湾沿岸で18頭のスナメリ死体を回収した。この内混獲死亡数は5頭で、4頭が刺網、1頭が定置網によるものであった。2007年以降に記録された混獲死亡は21頭で、年間4.8頭であった。すべてのストランディングが報告されるわけではないこと、漂着個体に混獲後投棄された個体が含まれることを考慮すると、さらに多くの個体が混獲されているものと推測される。

ストランディングには季節的な傾向があり出産期である4, 5月に多く、夏には少なくなる傾向を示した(図4)。ストランディングに占める混獲の割合も3~6月に多く、この時期には、刺網により新生児とメスが多く混獲されていた(図4, 5)。一方12月には定置網による100cm内外の個体の混獲が多く発生していた。

これまでに報告されている体長データのある77標本内の最大体長はオス162cm、メス151cmであり、有明海・橘湾個体群の最大体長(オス175cm、メス165cm, n=88, 白木原2003)よりも約10cm、瀬戸内海から伊勢湾三河湾のスナメリ(オス192cm、メス180cm, n=41, Kasuya 1999)よりも約30cmも小さかった。

航空機を用いた個体数推定調査の2000年の推定値289(CV=0.19)頭を用いた大村湾のスナメリの生物学的間引き可能量は3.9頭と推定され、 $g(0)=0.899$ とすると4.3頭と計算された。

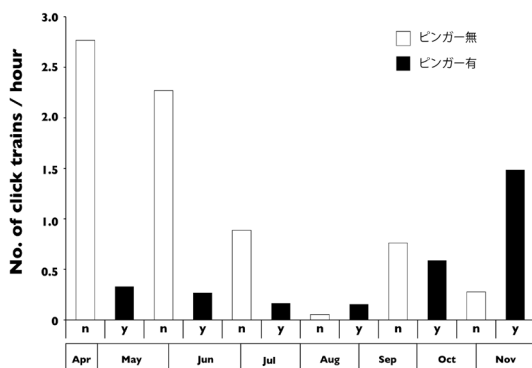


図6 ピンガーの有無によるスナメリのクリックトレイン数の変化。

3. 音響忌避装置を利用した混獲低減手法の検討

大崎半島地先の定置網付近に設置した音響ロガーによるスナメリのモニタでは、接近するスナメリの指標である時間当りのクリックトレイン数は春に非常に多く、夏には少なくなり、秋に再び増える傾向にあった（図6）。これは春と秋に沿岸に現れるという目視調査の結果ほぼ一致する。定置網にピンガーを設置すると、5、6月にはスナメリの接近が顕著に減少したが、9月以降差はなくなり、11月にはピンガー設置期間の方が多くなった（図6）。一方定置網の漁獲にはピンガーの有無による目立った変化は見られなかった。

IV. 考察

新生児と考えられる体長の個体の漂着がほぼ4、5月に限られることから（図5）、大村湾の個体群の出産期は4、5月であることが明らかとなった。これは秋から冬である有明海個体群とは異なり、瀬戸内海・響灘以北の個体群と同じである（Kasuya and Kureha 1979, Shirakihara et al. 1993, 2008）。また、最大体長の比較より、大村湾個体群のスナメリの体サイズは日本の個体群の中では最少と考えられる。これらのこと

から大村湾個体群は、近隣との個体の交流がかなり制限された、独立した個体群と見なされる。

船舶での目視調査では、季節的な分布の変動は十分捉えられなかったが、2月、4月、8月の調査で湾中央やや北側の西海市西彼町と川棚・東彼杵町を結ぶ測線で多くの発見が見られ（図1）、この海域が集中利用域である可能性が考えられた。また陸上目視調査では、1、3月には北の観測点のみに、7、8月には南の観測点に発見が偏っており、季節による南北移動が示唆される一方、春と秋にはほぼすべての観測点で多くの発見があり、この季節には沿岸に接近するものと考えられる（図2、3）。つまり大村湾のスナメリは、季節により南北、沿岸沖合に分布がシフトするが、どの季節にも集中して利用する海域が湾中央に存在することを示している。特に4、5月は前述の通り出産期であり、スナメリは出産のために沿岸に接近する可能性がある。今後、集中的な利用域と分布のシフトがどのような環境・生物学的要因により生じているのかを明らかにしていくことが必要である。

漂着と混獲には季節的な変動があり、春から初夏に多く、夏には少なかった（図4）。両者が春から初夏に増加することは、漂着個体の中に少なからず、混獲後投棄された死体が含まれていることを示唆している。春から初夏には多くの漁業者が産卵のため沿岸に来遊するイカ類を対象とする刺網を沿岸で操業することが聞取りの結果より分かっており、このこととスナメリが春から初夏に沿岸に接近するという双方の要因が重なることによって、多くの混獲がこの時期に生じているものと考えられる。一方12月の定置網での混獲は、当歳と考えられるオスが多かった（図4、5）。スナメリは出生後約6ヶ月ほどで離乳することが知られており（Shirakihara et al. 2008）、離乳し母親から離れ

た後の個体が定置網で混獲されているものと思われる。

1993 年, 2000 年, 2010 年と行われた航空機による大村湾のスナメリの個体数推定調査では有意な個体数の減少は検出されていない (Yoshida et al. 1998, 白木原・白木原 2002, 白木原ほか 2011)。しかし各推定値の変動係数は小さくなく, 減少が検出されないことをもって, 個体数に変動がないとは言えない。2007 年以降の年間混獲数は今回計算した生物学的間引き可能量を超えており, 報告数はおそらく情報収集努力量とともに増加してきていること, 全数が報告されているわけではないことから, おそらく生物学的間引き可能量を上回る個体数が混獲により死亡していると考えられる。

ピンガーの効果試験の結果, 設置当初は顕著な接近回避傾向が確認された。ネズミイルカ用のピンガーはスナメリにも効果を及ぼすことが明らかとなった。しかし, 秋には効果が見られなくなり, おそらくピンガーに対する慣れが生じたものと考えられる。ネズミイルカなどでは数日のうちに慣れが生じ, ピンガーの効果が低減することも報告されている (Cox et al. 2001) が, それよりは慣れに時間がかかるものと思われる。夏場の接近数の低下からどのくらいの期間で慣れが起るのかを明確にすることはできなかったが, 3 ヶ月程度のうちには慣れが起きるものと考えられる。また 2 週間のピンガー停止期間はこの慣れを消失させるには不十分であることが示された。今後, スナメリではどのくらいの期間で慣れが生じ, どのくらいの期間でそれが消失するのかについて, さらに調査が必要である。

短期的にはピンガーの効果があったことから, 時間的に限定してピンガーを用いることで混獲低減を図れるものと考えられる。春季の刺網で多くの混獲が生じていることから, この時

期の刺網にピンガーを設置することが混獲低減に向けた実効性のある対策と考えられる。今後, 可能な限りピンガーへの慣れを回避し, 慣れが生じた場合それを解消できるような装着の方法を模索するとともに, 多くの漁業者が小規模な操業を行っている大村湾で, どのようにピンガーの利用を普及させるかが, 混獲低減の鍵となるであろう。

謝辞

ストランディング情報の提供ならびに標本の回収と調査にあたっては長崎県自然環境課・長崎県県央水産業普及指導センター, 大村湾漁業協同組合, 川棚漁業協同組合, 西彼漁業協同組合, 時津町役場, 長与町役場, 東彼杵町役場, 川棚町役場・大村市役所, 相川正司, 川口泉, 竹村暁, 白木原国雄, 白木原美紀, 山田格, 西田伸, 磯部友彦, 田島木綿子, 真柄真美, 鈴木夕紀, 上野大介, 中田晴彦, 他多くの漁業者と現地の方々のご協力を得た。目視調査に当たっては野添裕一, 松尾聡子, 池田比佐子, 出来真由美, 駒場久美子, 中野仁志, 久野秀樹, 山本知里, 西田美紀, 末石幸世, 西津佳子, 植木誠, 楠本未来, 長瀬麻衣, 河野雄大, 小林駿にご協力を頂いた。音響回避装置の検討試験においては, 赤松友成, 山口秀樹, 泉マリンサービスに多大なるご協力を得た。これらの機関, 各氏に厚くお礼を申し上げる。

文献

- Akamatsu, T., Nakazawa, I., Tsuchiyama, T. and Kimura, N. 2008. Evidence of nighttime movement of finless porpoises through Kanmon Strait monitored using a stationary acoustic recording device. *Fisheries Science* 74, 970–975.
- Carlström, J., Berggren, P. and Tregenza, N. 2009. Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66, 72–82.
- Cox, T. M., Read, A. J., Solow, A. and Tregenza, N. 2001. Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *Journal of Cetacean Research and Management* 3: 81–86.
- Isobe, T., Oshioi, T., Hamada, H., Nakayama, K.,

- Yamada, T. K., Tajima, Y., Amano, M. and Tanabe, S. 2011. Contamination status of POPs and BFRs and relationship with parasitic infection in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Seto Inland Sea and Omura Bay, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 63, 564-571.
- Kasuya, T. 1993. Finless porpoise *Neophocaena phocaenoides* (G. Cuvier, 1829). pp. 411-442 in Ridgway, S. and Harrison, R. eds. *Handbook of Marine Mammals*, Volume 6: The second book of dolphins and the porpoises. Academic Press, San Diego.
- Kasuya, T. and Kureha, K. 1979. The population of finless porpoise in the Inland Sea of Japan. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 31: 1-44.
- Kasuya, T., Yamamoto, Y. and Iwatsuki, T. 2002. Abundance decline in the finless porpoise population in the Inland Sea of Japan. *Raffles Bulletin of Zoology* 50: 57-66.
- Kraus, S., Read, A., Anderson, E., Baldwin, K. Solow, A., Spradlin, T. and Williamson, J. 1997. Acoustic alarms reduce incidental mortality of porpoises in gill nets. *Nature* 388:525.
- 宮下富夫・古田正美・長谷川修平・岡村 寛 2003. 伊勢・三河湾におけるスナメリ目視調査. 月刊海洋 35:581-585.
- Nakayama, K., Matsudaira, C., Tajima, Y., Yamada, T. K., Yoshioka, M., Isobe, T., Takahashi, S. and Tanabe, S. 2009. Temporal and spatial trends of organotin contamination in the livers of finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) and their association with parasitic infection status. *Science of the Total Environment* 407: 6173-6178.
- Shirakihara, K., Shirakihara, M. and Yamamoto, Y. 2007. Distribution and abundance of finless porpoise in the Inland Sea of Japan. *Marine Biology* 150:1025-1032
- 白木原国雄・白木原美紀 2002. 有明海・橘湾, 大村湾, 瀬戸内海調査. 海域保全基礎調査 海棲動物調査 (スナメリ生息調査) 報告書. 平成 14 年 3 月. 環境省自然環境局 生物多様性センター 136p.
- 白木原国雄・白木原美紀・天野雅男 2011. 大村湾におけるスナメリの 2010 年の個体数と分布. 日本水産学会平成 23 年度春季大会要旨: 17.
- 白木原美紀 2003. スナメリの生物学的特性. 月刊海洋 35: 554-558
- Shirakihara, M., Takemura, A. and Shirakihara, S. 1993. Age, growth, and reproduction of the finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides*, in the coastal waters of western Kyushu, Japan. *Marine Mammal Science* 9: 392-406.
- Shirakihara, M., Seki, K., Takemura, A., Shirakihara, K., Yoshida, H. and Yamazaki, T. 2008. Food habits of finless porpoises *Neophocaena phocaenoides* in western Kyushu, Japan. *Journal of Mammalogy* 89: 1248-1256.
- Tanabe, S., Prudente, M., Mizuno, T., Hasegawa, J., Iwata, H. and Miyazaki, N. 1998. Butyltin contamination in marine mammals from North Pacific and Asian coastal waters. *Environmental Science and Technology* 32: 193-198.
- Wade, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14:1-37.
- Yoshida, H., Shirakihara, K., Kishino, H., Shirakihara, M. and Takemura, A. 1998. Finless porpoise abundance in Omura Bay, Japan: estimation from aerial sighting surveys. *Journal of Wildlife Management* 62: 286-291.
- Yoshida, H. 2002. Population structure of finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) in coastal waters of Japan. *Raffles Bulletin of Zoology* 50: 35-42.

Study for conservation of finless porpoises in the Omura Bay, Nagasaki, Japan

Masao Amano, Masayuki Komaba, Akihiro Kawakubo and Aya Kourogi

About 300 finless porpoises inhabit Omura Bay, Nagasaki Prefecture, Japan. We carried out sighting survey, collected stranding specimens to know basic ecological information and to evaluate impact of bycatch, which is considered to be significant for this population, and tested efficiency of acoustic deterrent devices (pingers) as a bycatch mitigation measurement. Sighting surveys suggested the existence of an area where finless porpoises utilize frequently and the seasonal north-south and offshore-coastal shifts in their distribution. It was suggested that finless porpoises tend to enter coastal waters in the spring breeding season and this incurs high mortality by entanglement in gillnet operated in the coastal area in the same season. Recent annual bycatch rate exceeded estimated potential biological removal (PBR) and the population might decrease gradually. Pingers considerably reduced approaches of porpoises to the set net in the first 3 months and are considered to be efficient at least for a short period.

南アルプス高山生態系の保全を目的とした ニホンジカの生態学的研究

信州大学ニホンジカ研究チーム
泉山茂之¹

南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) を対象に、GPS テレメトリーによる行動追跡調査を実施した。2010年10月に、山梨県に接する長野県伊那市長谷の北沢峠(2,030 m)周辺の亜高山帯下部の常緑針葉樹林で成獣3頭(オス2頭、メス1頭)を捕獲し、GPS 首輪式発信器を装着し放獣した。3個体は全く異なる移動パターンを示し、オス2頭は北杜市武川、南アルプス市芦安に移動して越冬した。しかし、メス1頭は環境省が実施した有害捕獲により捕殺された。越冬地からの夏の行動圏への春期の移動は6月に見られ、夏期間は亜高山帯上部のダケカンバ帯を利用し、秋期の移動は10月に見られた。GPS 首輪式発信器を使用することにより、各個体の詳細な移動経路が明らかになった。

I. 調査目的

近年、ニホンジカが高山にまで進出し、亜高山帯上部の稀少な高山植物群落の採食利用が定着するようになり、豊かな山岳環境の象徴とされる「お花畑」の消失が危惧されている(中部森林管理局, 2007, 2008)。高山にまで進出したニホンジカの行動追跡調査は、これまで南アルプス北部で実施され、さまざまな季節的環境利用のタイプがあること、県境を越えた大きな移動をする個体がいることなどが明らかになっている(泉山ほか, 2008)。しかし、VHF 発信器を用いマンパワーにたよった行動追跡調査であるため、詳細な移動ルートの把握は困難であり、追跡個体を見失うことも多々あった。このため、本研究では、より詳細な行動追跡が可能となる、GPS 型電波発信器を用いた行動追跡調査を2009年度に引き続き実施した。

II. 調査地および方法

調査は、長野、山梨、静岡3県に接する南アルプス北部で実施した(図1)。植生は山麓の山地帯から、亜高山帯を経てアルプス主稜線の高山帯までを含んでいる(図2)。

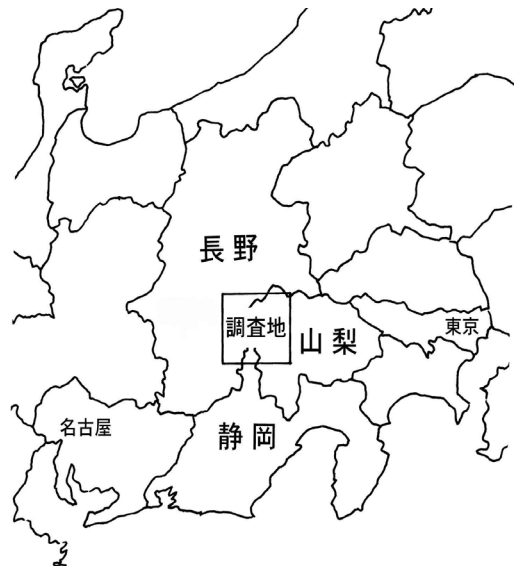


図1 調査地。

1: 信州大学農学部

2011.11.30 受付, 2013.10.22 公開

表 1 ニホンジカ捕獲記録 (2010 年)。

番号	捕獲年月日	捕獲場所	性別	体重	体長	GPS 周波数	推定年齢	角	備考
1	20101001	北沢峠	female	48	734	146.34088	1.5 才		Rala
2	20101004	北沢峠	male	65	755	146.45072	5 才	4 尖	Goro
3	20101011	歌宿	male	89	865	146.41077	4-5 才	4 尖	Rokuro

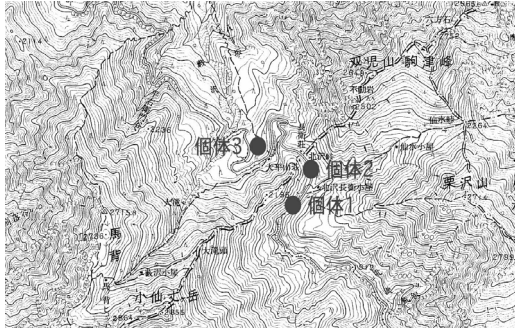


図 2 捕獲地点。

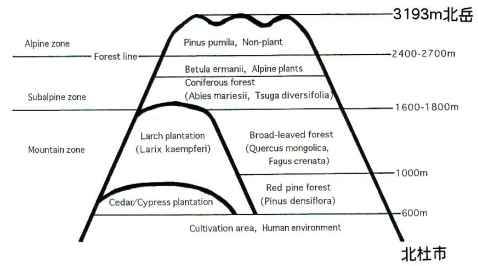


図 3 調査地の植生。

捕獲作業は、山梨県境に近い、長野県伊那市長谷の北沢峠 (2,030 m) 周辺で実施した。亜高山帯を利用する個体は、降雪や気温低下などの採食条件の悪化により低標高地に移動して来ると考えられることから、10 月上旬に捕獲作業を実施した。学術捕獲許可は長野県および山梨県から取得した。

捕獲作業はエアー式麻酔銃 (Telinject 4V, TELINJECT 社) を使用した。不動化薬には、塩酸キシラジン (セラクター, バイエル社) と塩酸ケタミン (ケタラル, 三共エール) との混合液を使用した。捕獲個体は、体重・体長などの体格を計測し、GPS 発信器 (Global Positioning System tracking collar, 重量 500 g, Tellus 1D, Followit 社, スウェーデン) を装着して放獣した。放獣時には、拮抗剤として塩酸アチパメゾール (アンチセダン, 明治製菓) を使用した。

GPS 発信器からは、リモートダウンロードおよび遠隔操作で脱落させ回収の後、位置データを取得した。位置データは、精度が高い 3D

データのみを使用した。確認標高についても、同様に 3D データのみを使用した。位置データは、GIS ソフト (Map Info ; Map Info Corp. NY) に入力し、解析および作図を行った。

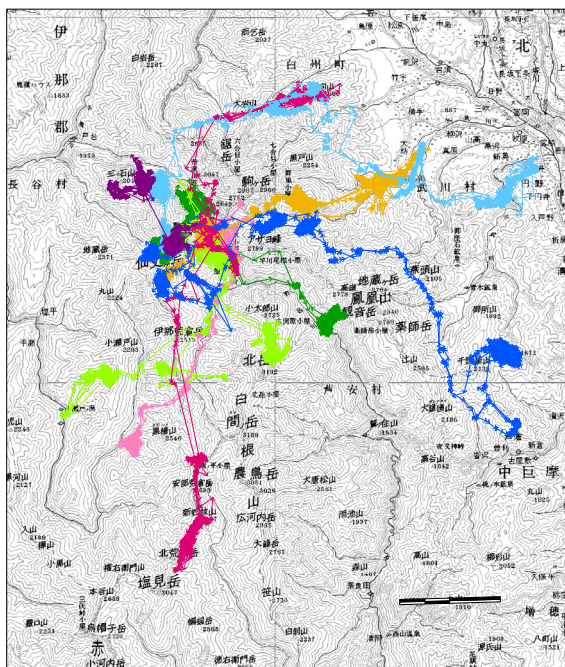
III. 結果と考察

1. 季節移動の実態

捕獲個体の記録は表に示した。また、捕獲地点を図 3 に示した。分散過程の移動が予想される、オス若齢個体 (1-2 才以下) への発信器装着は避けた。

本調査の個体と、泉山ほか (2009) の結果を含む合計 8 個体の確認位置と移動経路を図 4 に示した。図 5～7 には、本調査による捕獲個体の定位位置を示した。

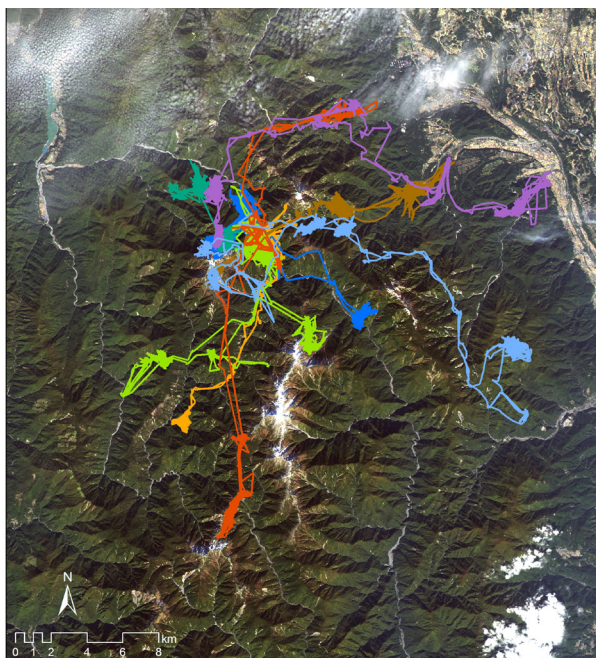
シカの移動経路は、夏期の行動圏と越冬地の区間、および途中の中継地間の移動により形成されている。夏期の行動圏はより採食条件の良好な地域への移動である。一方、越冬地への移動は、より安全な地域への移動であり、移動の目的は全く異なる。シカの季節移動は、夏期と



南アルプス GPSシカ移動ルート (2007～2010年捕獲個体8頭)

ケンイチ♂67kg 07/10/25～08/10/9	ゴロウ♂65kg 10/10/4～11/8/8 (装着中)
チエ♀52kg 09/9/28～10/9/28	ロクロ♀89kg 10/10/11～11/9/16 (装着中)
タロ♂95kg 09/10/3～10/10/3	
ジロ♂75kg 09/10/10～10/7/11	
サブロ♂66kg 09/10/10～10/10/11	
シロー♂55kg 10/6/4～11/6/1	

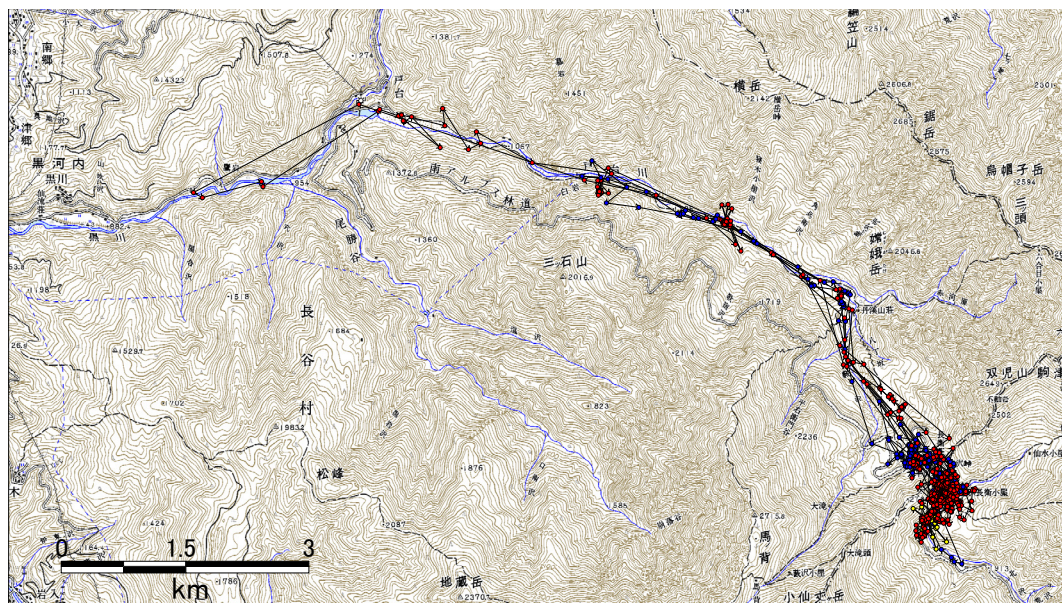
図 4a 各個体の定位位置.



凡例

ケンイチ♂67kg 2007/10/25～2008/10/9	ゴロウ♂65kg 2010/10/4～2011/8/8
チエ♀52kg 2009/9/28～2010/9/28	ロクロ♀89kg 2010/10/11～2011/9/16
タロ♂95kg 2009/10/3～2010/10/3	
ジロ♂75kg 2009/10/10～2010/7/11	
サブロ♂66kg 2009/10/10～2010/10/11	
シロー♂55kg 2010/6/4～2011/6/1	

図 4b 各個体の定位位置.



ララ全データ 2010年10月1日～11月

図 5 個体 1 ♀の定位位置.

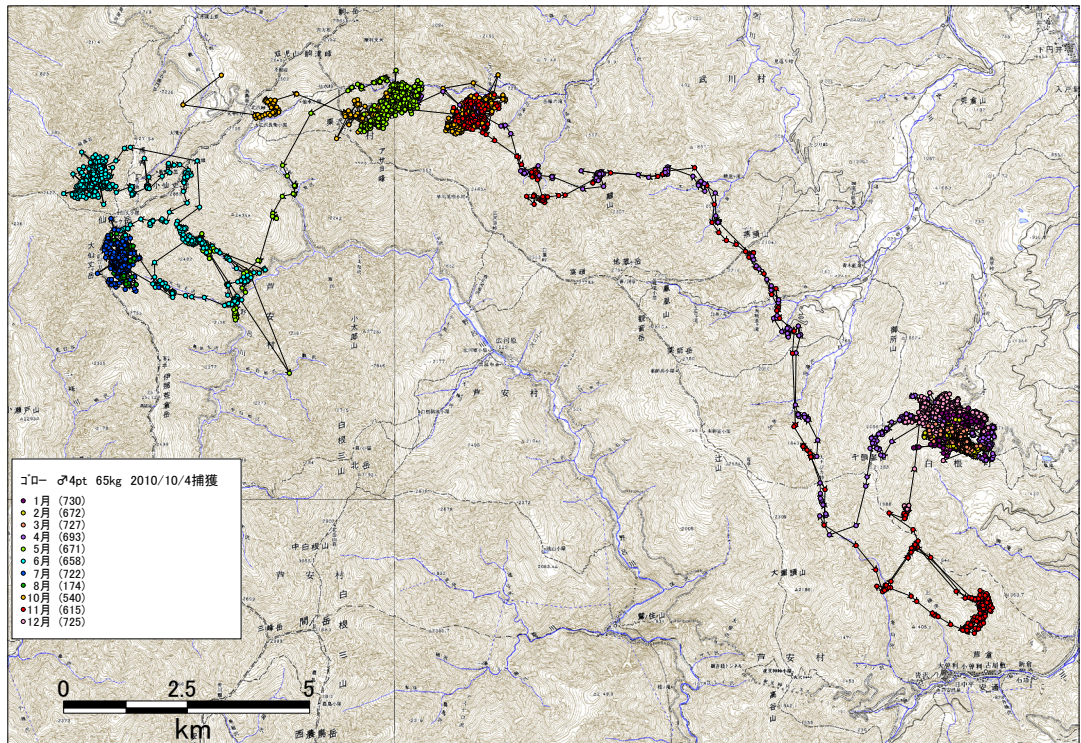


図 6a 個体 2 ♂の定位位置.

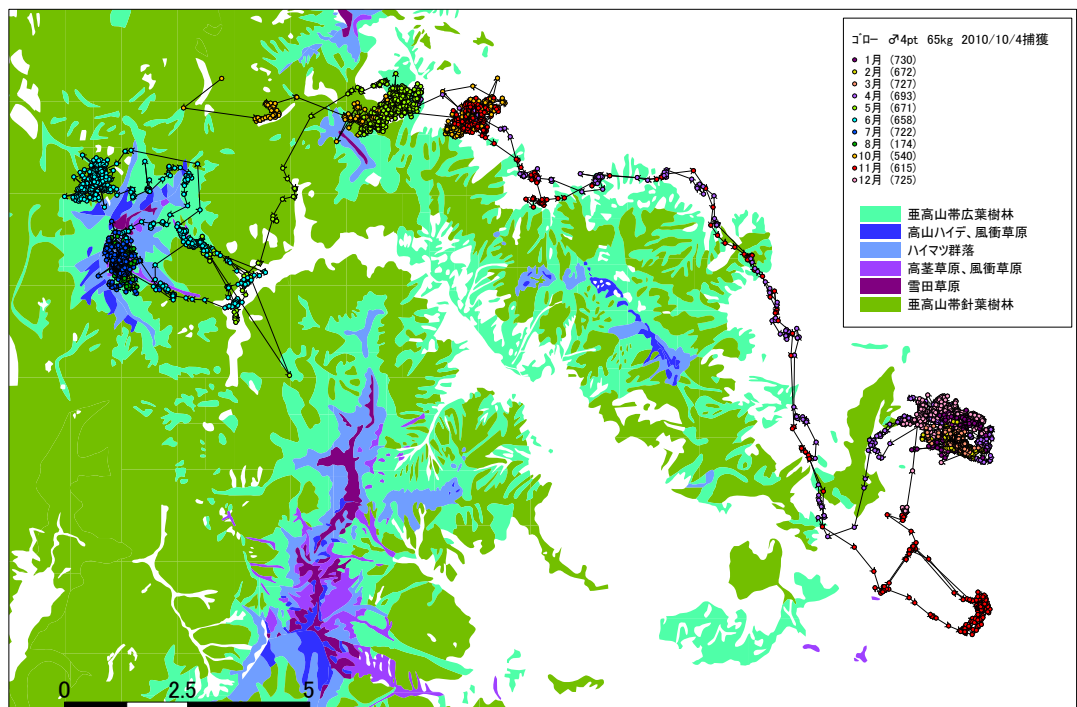
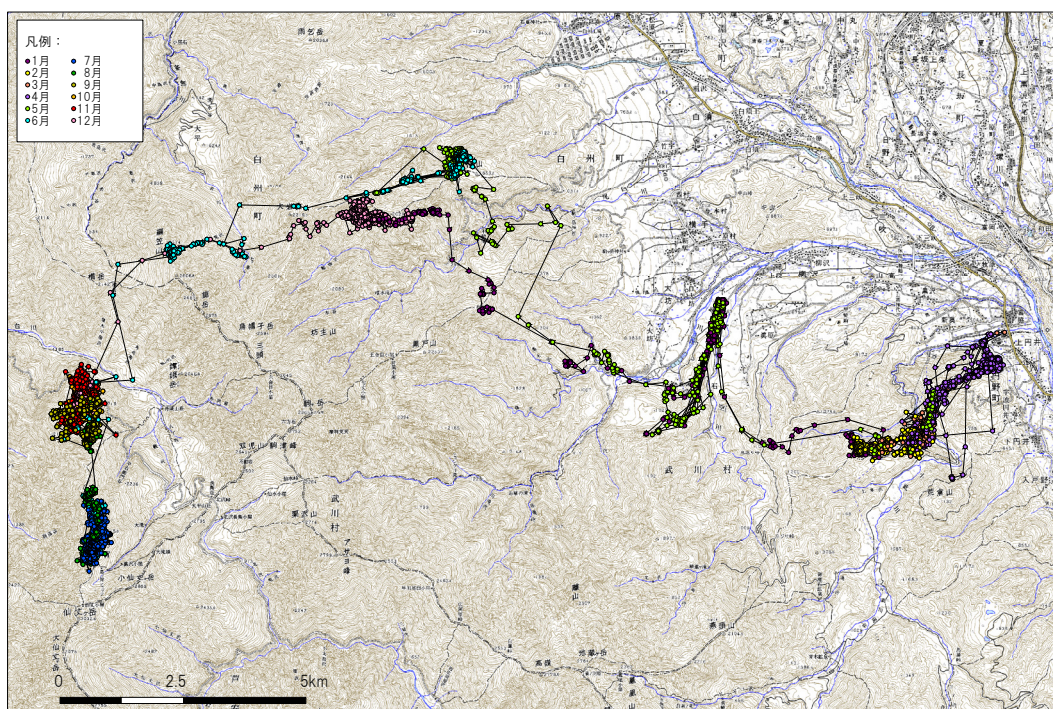


図 6b 個体 2 ♂の定位位置.



ロクロー 89kg 歌宿で捕獲 2010年10月11日～2011年9月16日

図7 個体3♂の定位位置

冬期のそれぞれの地域への移動距離の拡大の結果、生じたものと考えられる。

夏期の高山環境への移動は、南アルプス山麓においての生息密度の増加により起因していると考えられる。シカにとっての採食条件が悪化した、生息数が多い高密度の地域から、より採食条件の良好な地域を求めて移動を繰り返した結果、亜高山帯上部より上部まで進出したと考えられる。越冬地は、可猟期に入ると大きく移動し猟期終了後速やかに帰還する個体の確認 (Kamei et. al. 2010) や、本調査結果からも明らかのように、捕獲圧に敏感に反応している。越冬地は採食条件が厳しい地域であることが多く、採食条件よりも安全性が優先されていることがわかる。

亜高山帯上部より上部まで進出している個体の越冬地は、すべて 1,800 m 以下の山地帯の落

葉広葉樹林より下部まで移動して越冬していることもわかった。南北に長大な南アルプスは、広く亜高山帯下部の常緑針葉樹林が発達している。このため、シカは東西を横断するのか、南北を移動するのかの移動ルートにより、季節移動の距離が左右されていると考えられた。

途中の経由地は、休息のためではなく、夏期の行動圏から越冬地までに移動するための重要な拠点と位置づけることができる。長大な移動のための拠点としては、林道のり面や治山事業箇所が重要な生息地となっている。大きな季節移動を支える要件として、採食条件が良好な拠点が各所に存在することが必要であることが示唆される。

2. 越冬地への移動と環境利用

おもな越冬地の環境は、山地帯上部の落葉広葉樹林で、林床はササで、主要な採食物はササ

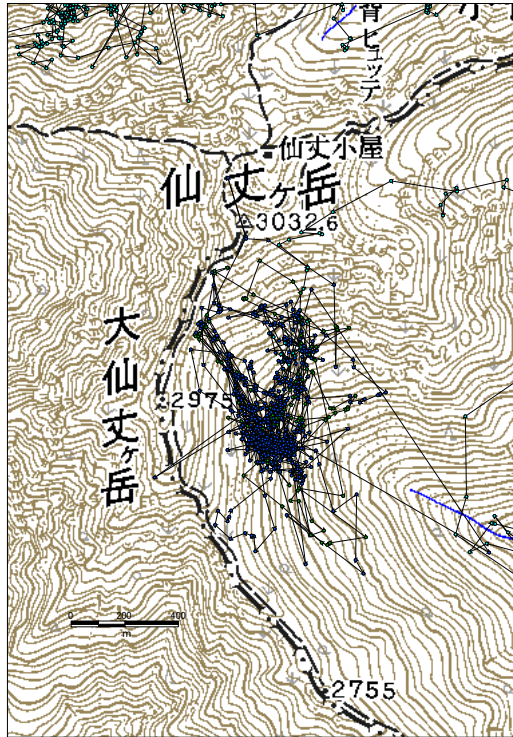


図 8a 個体 2 ♂の夏期の定位位置.

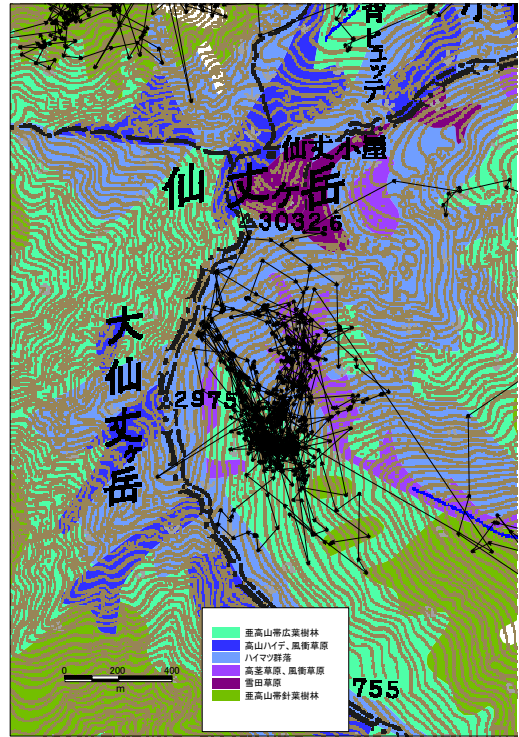


図 8b 個体 2 ♂の夏期の定位位置.

であると考えられた。移動ルートは急傾斜な岩場などを回避し、仙水峠、野呂川越、鋸岳の北西側、北沢峠など、移動が容易な箇所を選択して通過していることがわかった。移動ルートには、林道が良く利用されていた。

越冬期の行動圏内の環境は、北斜面、急傾斜地などに移動している個体が多く、必ずしもシカにとって良質な採食物が得られる地域を選択しているとは考えられなかった。個体 3 は、里地・里山などの採食条件が良好と思われる山麓まで下降していたことが確認された。

また、設置されている鳥獣保護区と、シカの移動には、両者の関係は見いだせなかった。これは、シカにとって、鳥獣保護区の線引きが大きな意味も持っていないためと考えられる。現行制度のもとでの鳥獣保護区は、ヒトの側での都合で鳥獣保護区の線引きが容易に変更されることや、鳥獣保護区内で有害捕獲が実施される

ためと考えられる。

3. 春期の高山への垂直移動

個体 2, 3 の、越冬地から亜高山帯上部への、夏期の利用環境への移動は 6 月に認められた。この移動は、30 日ほどの長期間にわたり、標高差、移動距離とも、きわめて長大な移動であった。この移動は、植物の生長が開始する展葉前線の上昇に合わせて引き起こされていると考えられ、これまでに実施してきた 25 頭の行動追跡結果と同じ移動パターンであった。ニホンジカも、北アルプスの高山環境を利用するニホンザルやツキノワグマと同じように、展葉前線の上昇にあわせて亜高山帯上部から高山帯へ移動してゆくことが確認された。

4. 高山環境の利用

図 8 には、夏期における仙丈ヶ岳大仙丈カール周辺での、個体 2 ♂の定位位置と生息環境を示した。ニホンジカによる希少な高山植物群落

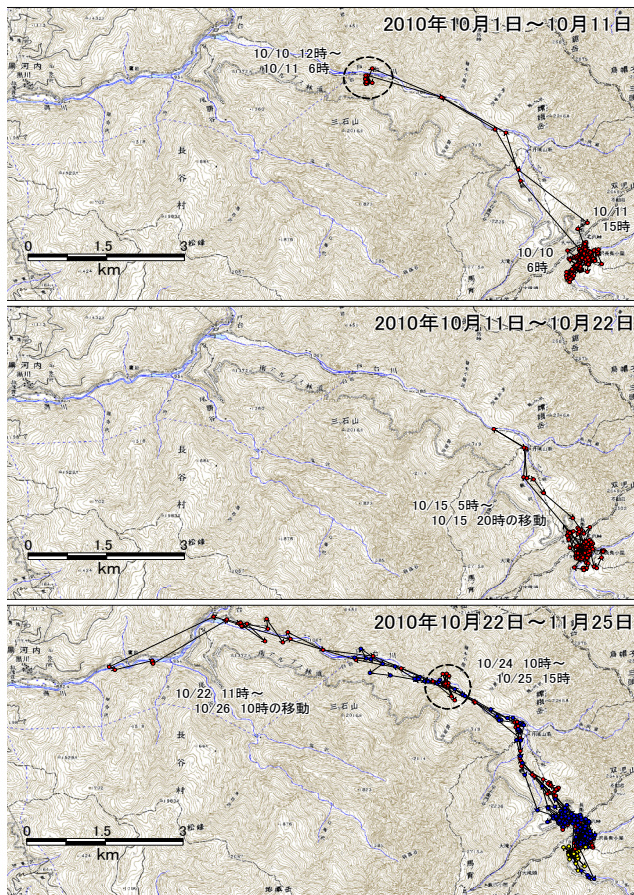


図9a 有害捕獲された個体1♀の行動

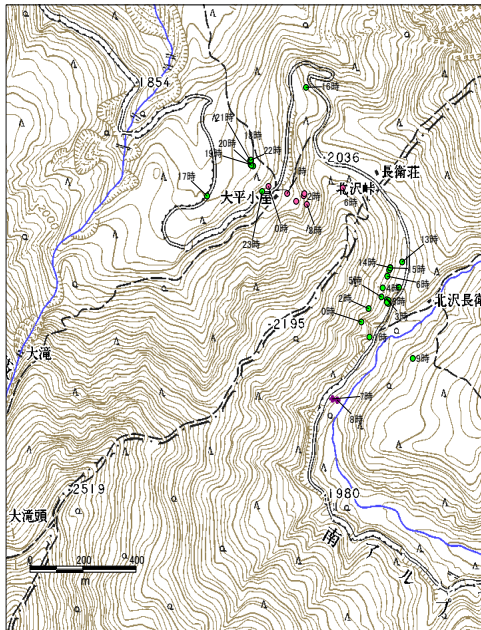
の過度な採食が認められる箇所は、亜高山帯上部のダケカンバ林や高茎草原（高山植物群落）の草本類である。夏期の利用環境である、主稜線に到達した後は、大きな移動は認められなかった。周辺での高山環境の利用は、8月まで続いた。個体の確認位置はダケカンバ林、高茎草原に集中していた。

個体は、およそ2,400 mから2,700 mの標高帯を利用していた。この地域の植生は、高山多年生草本群落（雪田草原、シナノキンバイ・ミヤマキンボウゲ群団）、亜高山帯上部の高茎草本群落（ミドリユキザサ・ダケカンバ群団）であり、消失が危惧される南アルプス有数の稀少な高山植物群落である。各個体の採食物も、

これらの草本類であったと考えられる。

夏期間、個体の利用標高の最低が2,087mで、最高は2,866 mであった。南アルプス主稜線では、およそ2,600 mを越えるとハイマツが出現し、高山帯の高山ハイデ・風衝草原となる。個体は、ハイマツ帯にまで出現していることがわかった。現在はハイマツ帯へのニホンジカの進入は少なく、高山植物への採食は軽微であると考えられているが、拡大していることが確認された。

10月に入って、夏期の利用環境からの移動も長大であった。6月の移動はゆっくりした移動であったのとは対照的に、10月は長距離を一気に移動している。



ラ♀ 11月18日(緑)
11月18日(ピンク)
11月18日朝7時以降

図9b 有害捕獲された個体1♀の行動.

各個体とも、亜高山帯上部から上部の夏期間の行動圏に達した個体は、おおよそ1~2平方キロメートルの狭い地域に定着し、結果として滞在地域の植生を集中的に採食することになる。このため、少数個体の存在であっても、結果として植物群落に著しい採食圧を与えることになる。

5. 有害捕獲された個体1♀の行動

夜叉神峠から北沢峠に至る南アルプス林道において、2010年9月より環境省による有害捕獲が開始された。環境省により委託された地元猟友会により、個体1♀は捕殺された。その捕殺に至る経過を図9に示した。個体1は、有害捕獲が実施されるたびに、北沢峠から長野県側に逃走し、3回目の逃走時には8km以上離れた長谷地区まで達した。しかし、3回目の帰還の時にたまたま捕殺されたと考えられた。このような捕殺に至る経過の行動変化は、多くのこ

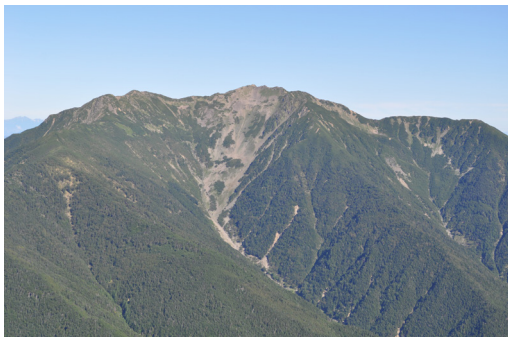


写真1 仙丈ヶ岳・大仙丈カールの景観。



写真3 高山植物を採食するシカ(仙丈ヶ岳小仙丈カール)。



写真2 シカ道が縦横に確認できる大仙丈カールの景観。



写真4 仙丈小屋周辺の景観。

とを示唆的に示している。個体の逃避は、これまでに利用していない地域への分布域の拡大を意味している。逃走を繰り返すことにより、結果として、新たな行動圏の開拓と拡大を引き起こしてゆく。有害捕獲の実施は、冬期間に最も重要である、生き残ってゆくという意味での、シカの行動の変化を引き起こす直接的要因になりえることを示している。

文献

- Albon, S. D. and Langvatn, R. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *OIKOS* 65:502-513.
- 中部森林管理局 2007. 平成 18 年度南アルプス保護林におけるシカ被害調査報告書. 109p.
- 中部森林管理局 2008. 平成 19 年度南アルプス保護林におけるシカ被害調査報告書. 101p.
- 長野県林務部 2001. 特定鳥獣保護管理計画策定調査報告書 (ニホンジカ調査). 91p.
- 畠山芳也 1979. 南アルプスの森林と修景緑化工, 緑化工技術 6 (2) : 22-25.
- Histol, T. and Hjeljord, O. 1993. Winter feeding strategies of migrating and non-migrating Moose. *Canadian Journal of Zoology* 71:1421-1428.
- 伊藤健雄・高槻成紀 1987. 五葉山地域におけるニホンジカの分布域と季節移動, 山形大学紀要 (自然科学), 11: 411-430.
- Izumiyama, S., Mochizuki, T. and Shiraishi, T. 2003 Troop size, home range area and seasonal range use of the Japanese macaque in the Northern Japan Alps. *Ecological Research* 18 465-474.
- Izumiyama, S. and Shiraishi T. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study*. 29: 1-8.
- 泉山茂之・望月敬史 2008. 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の季節的環境利用. *AFC 報告* 6 : 25-32.
- 泉山茂之・望月敬史・瀧井暁子 2008. 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の GPS テレメトリーによる行動追跡. 信州大学農学部 AFC 報告 7 : 63-72.
- Kamei T., Takeda, K., Izumiyama, S. and Ohshima, K. 2010. The effect of hunting on the behavior and habitat utilization of sika deer. *Mammal Study* 35: 235-241.
- 環境庁 1998. 現存植生図 (第 3 回自然環境保全基礎調査)
- 環境省 2005. 種の多様性調査 (山梨県) 報告書. 98p.
- 環境省 2007. 南アルプス国立公園ニホンジカ食害調査委託業務報告書. 89p.
- 国立天文台編 2008. 理科年表. 丸善.
- 丸山直樹 1981. ニホンジカの季節的移動と集合様式に関する研究, 東京農工大学農学部学術報告, 23:1-85.
- 南 正人 2008. 個体史と繁殖成功. 「日本の哺乳類学 (2) 中大型哺乳類・霊長類」 東京大学出版会.
- 三浦慎吾 1974. 丹沢山塊檜洞丸におけるシカ個体群の生息域の季節的变化. *哺乳動物学雑誌* 6:51-62.
- Rice, C. G. 2008. Seasonal Altitudinal Movement of Mountain Goats. *J. Wildl. Manage.*, 72: 1706-1716.
- Russel, C. D. 1932. Seasonal migration of mule deer, *Ecol. Mono.* 11:1-46.
- Sakuragi, M., Igota, H., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R. and Maekawa, K. 2004. Female sika deer fidelity to migration route and seasonal ranges in eastern Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 29: 113-118.
- Takatsuki, S., Suzuki, K. and Higashi H. 2000. Seasonal elevational movements of sika deer on Mt. Goyo, northern Japan. *Mammal Study* 25: 107-114.
- Verme, L. J. 1973. Movements of white-tailed deer in Upper Michigan. *J. Wildl. Manage.* 37: 345-352.
- 山中二男 1979. 「日本の森林植生」 築地書館.

Research on Sika deer which inhabits the alpine zone in the Southern Japan Alps

Shigeyuki Izumiyama

For Sika deer (*Cervus nippon*) which inhabits the sub-alpine zone in the Southern Japan Alps, the behavior tracing survey by GPS collar was carried out. Kitazawa pass (2,030 m) in Hase, Ina city (Nagano Prefecture) which will touch Minami-arupusu city, Yamanashi Prefecture in October, 2010. Three adults deers (2-males, 1-female) were captured in the evergreen coniferous forest of the surrounding sub-alpine zone lower part, and GPS collar was equipped with and released. Four individuals showed a completely different move pattern, and two deers containing a scalpel individual moved to the one deer moved to Mukawa, Hokuto city, one deer moved to Ashiyasu, Minami-arupusu city and the winter was passed. Vertical movement of the spring in the action area of summer from a wintering range was seen in June, the Erman's birch (*Betula ermanii*) belt of the sub-alpine zone upper part was used during the summer, and Vertical movement of autumn was seen in October. The detailed move course of the each object became clear by using GPS collar.

芦生冷温帯天然林における大規模シカ防除柵設置5年後の生態系機能の回復過程とそのメカニズムに関する研究

芦生生物相保全プロジェクト(ABC project)

福島慶太郎¹・井上みずき²・境 優³・阪口翔太⁴・岩井有加⁴・橋本智之⁴・
本田美里⁴・坂田ゆず⁴・藤木大介⁵・山崎理正⁴・中島 皇¹・高柳 敦⁴

近年日本ではニホンジカ(以下、シカ)の個体数増加によって森林下層植生の採食圧が高まり、各地で深刻な植生衰退を招いている。シカを含む森林生態系全体の適切な管理方法を検討するためにも、シカによる下層植生衰退の影響を生態系全体で把握することが必要である。本研究は、2000年前後から下層植生の衰退が著しい京都府南丹市の芦生研究林内の針広混交天然林で行った。2006年6月に13haの集水域全体を防鹿柵で囲い、隣接する19haの対照集水域との比較を通して、防鹿柵設置後の下層植生の回復過程と、それに伴う物質循環、渓流水質、渓流水中の底生動物群集構造の変化を明らかにすることを目的とした。防鹿柵を設置して5年経過した段階で、防鹿柵内で埋土種子相は草本・低木種を中心に多様であったが、柵外ではいずれも少なかった。このことから、採食圧の高まりと時間経過によって下層植生回復の機会が一層失われることが示唆された。下層植生のバイオマス、窒素吸収量とも防鹿柵集水域の方が対照集水域よりもそれぞれ120 kg ha⁻¹、2.2 kgN ha⁻¹多く、下層植生による窒素保持が渓流水への窒素流出を抑制していることが分かった。また降雨出水時の水質変化に関して、下層植生の存在が季節や降雨強度に応じて硝酸態窒素(NO₃⁻)や懸濁物質(SS)の流出を規定することが示された。対照集水域におけるSSの供給は河床の細粒化を招き、底生動物群集にも影響を与えることが分かった。本研究によって、シカによる下層植生の過採食の影響が、単に植生の多様性の減少にとどまらず、回復の可能性がさらに低下するほか、下層植生の持つ養分保持機能や土砂流出抑制機能の劣化を介して渓流水質や水生無脊椎動物群集にまで波及していることが明らかとなった。

1. 緒言

森林生態系において下層植生は、林冠を形成する高木層の実生や稚樹、草本類で構成され、森林の更新・動態に重要な役割を果たす。また、植食性昆虫や訪花昆虫の資源や生息地を供給する役割や、被覆効果による土壌保全や土砂流出抑制機能の役割を果たし、さらに養分保持効果によって森林の物質循環にも寄与する。ところが近年、大型の草食哺乳類によって森林下層植生が過剰に採食されていることが世界的な

問題となっている。採食圧の高まりに伴って、森林林床の裸地化あるいは単純な不嗜好性種の優占を招き、不可逆的な生物多様性の損失を引き起こすことが懸念されている(Rooney 2001, Suzuki et al. 2008, Randall and Walters 2011)。そして単に生物多様性の減少にとどまらず、生食・腐食連鎖や生物間相互作用を通じて、森林の生態系機能に直接的・間接的な影響が及ぶと考えられる(Rooney 2001, Cote et al. 2004, McGraw and Furedi 2005, Bardgett and Wardle

1: 京都大学フィールド科学教育研究センター 2: 秋田県立大学生物資源科学部 3: 京都大学大学院地球環境学舎
4: 京都大学大学院農学研究科 5: 兵庫県立大学自然・環境科学研究所
2012.8.19 受付, 2013.10.21 公開

2010, Furusawa et al. 2011).

大型動物による下層植生の過採食の問題を扱う際には、大型動物の侵入を防ぐ防除柵を用いてその後の変化をたどるのが一般的である。これまでの研究ではプロットスケールにおいて、樹木実生の更新や多様性が評価されている (Tsujino and Yumoto 2004, Kumar et al. 2006, Olofsson 2006, Takatsuki and Ito 2009). また、土壌養分動態や土壌動物相に着目した植物-土壌系の内部循環過程 (Pastor et al. 1993, Ritchie et al. 1998, Harrison and Bardgett 2004, Furusawa et al. 2005, Niwa et al. 2011) を把握する研究も見られる。しかしながら、地形の異質性を考慮した植物相の評価や、物質循環過程を通じた溪流水質の変化、河床堆積物への影響を介した水生昆虫相の変化については、プロットスケールでは捉えきれず、集水域スケールで防除柵を設置しなくては得られない知見である。

20 世紀後半になって、日本でも各地の森林でニホンジカ (*Cervus nippon centralis*, 以下シカ) の個体数の増加、生息地域の拡大とともに下層植生の過剰な採食が問題視されてきた (Suzuki et al. 2008, Takatsuki 2009, 田村 2010, Fujiki et al. 2010). そこで森林生態系を保全するために、

様々なシカの管理対策が立てられているが、いずれも植物の種多様性や被度といった直接的な指標を保全基準としており、相互作用系を介した生態系機能全体までを十分に評価できていないのが現状である (梶ほか 2006, 湯本・松田, 2006). 集水域スケールで着目することにより、シカによる下層植生の衰退が、森林生態系内の陸上昆虫や水生昆虫、溪流水質や物質循環などの生態系機能への波及効果を示すことが喫緊の課題であるといえる。

本研究の対象地である京都府北部の京都大学芦生研究林には、原始的な冷温帯針広混交林が大面積で保存されている。芦生の動植物相は多様性が非常に高く、生物地理学上、分類学上重要な種も多く分布している。しかし 1990 年代後半から増加傾向にあるシカにより、芦生でもわずか数年で森林の下層植生が不嗜好性植物のみを残して壊滅的状态となったことが報告された (Kato and Okuyama 2004). 京都大学芦生研究林では、2006 年に 13 ha に及ぶ集水域レベルの大規模シカ防除柵 (防鹿柵) を設置し、以後調査を継続して行ってきた (福島 2010a, 2010b, 福島ほか 2011). 本研究は、この大規模スケールの調査地の特徴を活かして、シカの採食圧か

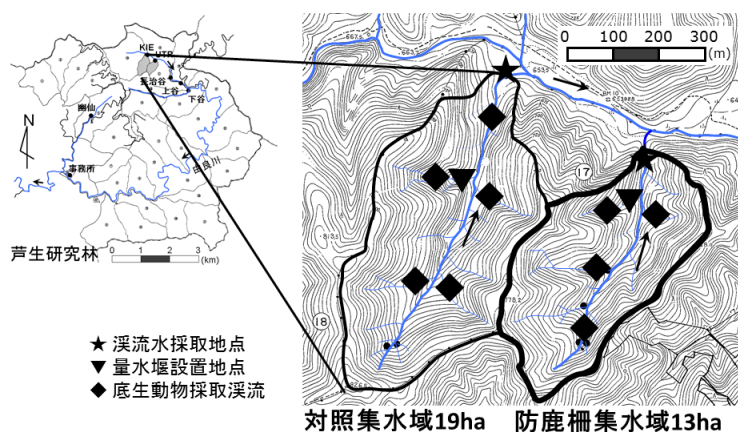


図1 調査地の位置および溪流水を採取した地点、量水堰を設置した地点、底生動物を採取した溪流の概要。

ら開放された下層植生の多様性や空間分布の変化、および溪流水質や物質循環、土壌・水生昆虫相の変化を調査対象とした。また、斜面や溪流での水文観測を行い、降雨出水時における地表流の発生状況や溪流水質の変化も把握した。得られた結果から、生態系内の相互作用系の理解を通じて、シカが森林の生態系機能に及ぼす影響ならびに過採食を受けた生態系の回復過程の解明を目的とした。

II. 調査地

本研究は、京都府南丹市の京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林にある2つの集水域（北緯 35.21°，東経 135.44°，標高 654～796 m；図 1）で行った。調査地の斜面上～中部では主にアシウスギ *Cryptomeria japonica* var. *radicans* が、斜面下部では主にブナ *Fagus crenata* が、そして谷部を中心にトチノキ *Aesculus turbinata* やサワグルミ *Pterocarya rhoifolia* が林冠を構成している。芦生では 126 科 438 属 801 種に及ぶ種子植物が記録されている (Yasuda and Nagamatsu 1995) が、近年、シカの採食圧が急激に高まったことによって、研究林内やその周辺地域の下層植生が衰退・単純化し、シカの嗜好性植物が増加してきたとの報告がある (Kato and Okuyama 2004, 藤井 2007, 福田・高柳 2008, 田中ほか 2008)。

下層植生の改変を防ぐため、2006 年 6 月に、13 ha の集水域全体を全長 1.4 km の防鹿柵で囲った。隣接する 19 ha の集水域を対照区として比較することで、防鹿柵設置後の下層植生の回復過程 (阪口ほか 2008, 2012) やそれに伴う土壌動物 (Saitoh et al. 2008)・水生生物相の変化 (Sakai et al. 2012), 物質循環の変化 (福島ほか 2008) を把握することができる (井上ほか 2008, 藤木・高柳 2008, 福島ほか 2011)。柵設置当初の下層植生については阪口ほか (2008)

に詳しい。

本調査地から約 1 km 離れた芦生研究林事務所 (標高 640 m) での観測によると、年平均気温と年平均降水量は、11.5 °C, 2,821 mm である (安藤ほか 1989, 京都大学フィールド科学教育研究センター 2007)。また、調査地周辺では冬季に 2～3 m 程度の積雪が見られ、冬季 (12～4 月) の間、防鹿柵のネットは取り外される。本調査地における土壌は谷部から斜面中腹にかけて適潤性褐色森林土 (BD 型)、尾根付近で弱乾性褐色森林土 (BC 型) が見られ、局所的に乾性ポドゾル (PD 型) も見られる (四手井ほか 1958, 上田ほか 1993)。地質は中古生層の堆積岩で、砂岩、粘板岩、頁岩、チャート等を含む。

III. 防鹿柵設置による下層植生の種組成及び埋土種子相への影響

1. はじめに

シカによる森林下層植生の過採食は、植物の多様性や種構成に大きく影響し、それが継続すると植物の局所個体群の絶滅や不可逆的な種組成変化をもたらす可能性が指摘されている。森林植生の保護を目的としたシカの適正管理を考える際には、シカの過採食によって低質化した森林植生が、採食圧から解放された際にどのように、どの段階まで回復するかを明らかにする必要がある。

これまで多くの研究が、防鹿柵を用いて樹木実生の更新過程にシカの採食が及ぼす影響を検証してきた。たとえば、防鹿柵の設置によってササ類が繁茂して樹木の更新に間接的に負の影響を及ぼす例があるものの (Ito and Hino 2007, Kisanuki et al. 2009, Murata et al. 2009), 直接的な採食から保護された樹木実生及び稚樹は柵内で大きく成長できることが示されている (Takatsuki and Gorai 1994, Kumar et al. 2006)。一方、樹木に比べて寿命が短く、かつシカの採

食範囲内で生活環を完結させる草本植物などの下層植生は、短期的であってもシカの過採食の影響を強く被る可能性がある。こうした下層植生を構成する種は、森林植物相の多様性の大部分を担うこと、また森林生態系における物質循環においても無視することのできない構成要素であることから、森林下層植生の防鹿柵処理に対する応答を評価することは急務である。

地上部の下層植生が壊滅した際に、土壌中に保存されている埋土種子(シードバンク)が、植生の回復に貢献しうることが知られている(Thompson 1992)。ここで、埋土種子とは、土壌中あるいは地表面の有機物層中で発芽せずに生存し続けている種子の集団である。このような埋土種子に着目した植生回復評価は、主として湿地や草地を中心に展開されており、森林での利用例は僅少である。そこで本研究では、シカの過採食圧によって植生が衰退した芦生研究林において、防鹿柵を設置して5年が経過した集水域と、防鹿柵を設置しなかった対照集水域を対象として下層植生および埋土種子相の調査を行った。これにより、当該地域の潜在的な植生回復能力を把握するとともに、シカによる地上部植生の過採食がその地域の埋土種子相に与える影響を明らかにすることを目的とした。

2. 方法

2010年4月上旬に防鹿柵で囲まれた集水域とその対照区として防鹿柵の設置されていない3つの集水域(以下、柵外1・柵外2・柵外3と表記)を対象とした。調査地の中でも種多様性が高く、希少な草本植物の多く生育する溪畔植生(阪口ほか2008)に着目し、各集水域の谷沿いに10m間隔で設置した25地点からそれぞれ約100 cm²、500 mlずつ土壌を採取した。その際、落葉落枝等を含む有機物層は除去した。その後、採取土壌と同量の赤玉土とバーミキュライトを栽培ポットに入れた上で、篩がけを

行った採取土壌を均等な厚さになるよう敷き詰めた。篩がけの際には、土壌中に含まれる礫、植物の根茎などを取り除いた。栽培ポットは京都大学北白川試験地内の温室に配置した。温室内へは日常的に人の出入りがあり、外部から種子が混入する可能性があるため、対照群としてバーミキュライトのみを敷き詰めた8個のポットを温室内に同様に配置した。対照群のポットで発芽が確認された種は外部からの混入とみなし、以降の結果・解析から除いた。

その後2010年4月から8月までは週に1回、9月から11月までは2週間に1回、発芽状況の記録と発芽実生の種同定を行った。発芽した実生は順次番号を付けて個体識別し、未同定のまま枯死したものは不明種として扱った。

土壌採取地点の地上部植生や直上の開空度は、高木層が完全に展葉を終えた2010年9月から10月にかけて調査した。地上部の植生調査では、土壌採取地点を中心とした半径3mの円形プロットを設置してすべての出現種とその被度を記録した。また、土壌採取地点の中心地点にて全点空写真を撮影し、CanopOn2.03cを利用して開空度を算出した。

3. 結果

地上部植生調査の結果、4集水域合計で73科196種(種子植物62科166種、シダ植物11科30種)の植物が記録された。柵内集水域では柵外集水域に比べて80~110種ほど出現種が多く(柵内:169種,柵外1:95種,柵外2:81種,柵外3:69種)、植生の被度にも大きな差が見られた(柵内:38%,柵外1:8%,柵外2:6%,柵外3:7%)。

埋土種子の播き出し試験の結果、採取した全土壌から1782個体が発芽した。そのうち1520個体について植物種を同定した結果、合計34科56種の種子植物が確認された。柵外集水域と比較して柵内集水域は発芽個体数が多く(柵

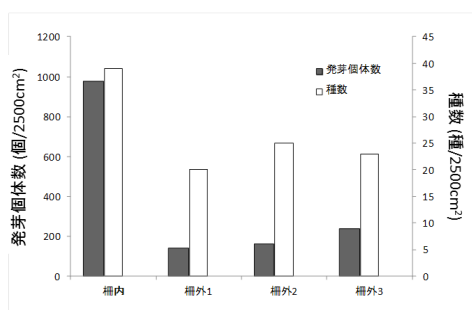


図2 防鹿柵内集水域および柵外集水域1～3の、全採取地点面積2500 cm²あたりの埋土種子発芽個体数(黒)および種数(白)。

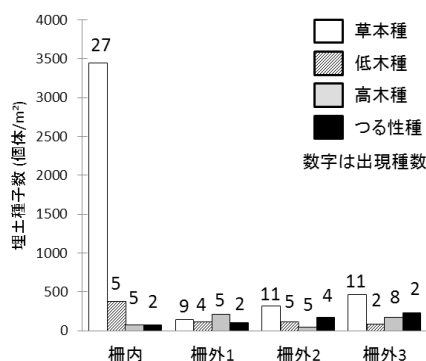


図3 防鹿柵内集水域および柵外集水域1～3における、1m²あたりの埋土種子発芽種数および生活型ごとの発芽個体数。

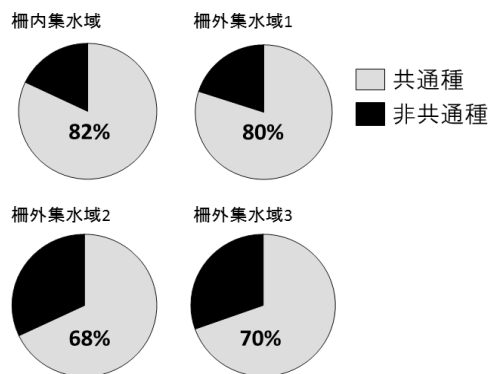


図4 防鹿柵内集水域および柵外集水域1～3における、地上部植生の種と発芽した埋土種子の種の共通性。

内: 976 個体, 柵外 1: 142 個体, 柵外 2: 163 個体, 柵外 3: 239 個体), 種数も多かった(柵内: 39 種, 柵外 1: 20 種, 柵外 2: 26 種, 柵外 3: 23 種; 図 2)。生活型別に区分した埋土種子相の内訳をみると, 柵外に比べ柵内の方で草本種・低木種が多く見られ(図 3), 総発芽数に対する草本種の発芽数の割合が柵内で 86 % と, 柵外よりも高かった(柵外 1: 25 %, 柵外 2: 48 %, 柵外 3: 48 %)。それに対して柵外の埋土種子相は高木種やつる性種の占める割合が高かった。

播き出し試験において出現した種のうち, 地上部植生調査でも検出された種を共通種, どちらか一方の試験でのみ検出された種を非共通種として地上部植生と埋土種子相の比較を行った。その結果, 柵内外問わずすべての集水域で埋土種子として出現した植物の 70 ～ 82 % が地上部植生との共通種であった(図 4)。

4. 考察

埋土種子量は, 時間経過とともに指数関数的に減少することが知られている(Baskin et al. 1998)が, 植物群落内あるいは群落外部から種子が新たに供給されることでその量が維持される。本研究では, 調査地の地上部植生の被度と種数は防鹿柵内で顕著に多く, これに同調するように土壌の播きだし試験における草本や低木性植物の出現種数・発芽個体数も防鹿柵外より柵内で多いという結果が得られた。また, 播きだし試験で出現した多くの種が, 地上部にも存在していた(図 4)。これらの結果から, 防鹿柵処理を施すことによって, 種子供給減となる地上部植生が回復し, 草本・低木種の埋土種子の種数・個体数がともに増加したものと考えられる。

それに対して, 2006 年以降もシカの採食の影響下にあった柵外では発芽した個体のうち高木やつる性植物の占める割合が多かった(図 3)。この結果は, 低木・草本の植物は繁殖器官

がシカの可食範囲に存在し、種子生産そのものが不能になって種子が土壤に供給されないのに対し、高木やつる性の植物は可食範囲を超えた高い位置まで成長できるため、種子生産および土壤への供給が可能であることを反映していると考えられた。したがって、シカによる草本や低木種の衰退は土壤への種子供給を停止させ、埋土種子相の減少を招くことで、これらの種の回復をさらに困難にさせていることが推察される。

本研究では、2006年に防鹿柵を設置し、4年後の埋土種子相を柵外と比較した結果であり、防鹿柵設置時点の埋土種子データが存在しないため、柵外での埋土種子相の衰退プロセスや防鹿柵設置による埋土種子相の変化を正確に推定できない。しかしながら、本研究で示された柵内外での埋土種子相の違いは、シカの過採食圧地域の放置は地上部の植生だけでなく、その衰退を介して土壤中の埋土種子相にも影響を及ぼし、ひいてはその地域の植生の再生可能性をも失わせる恐れがあることを示唆している。また、その影響の大きさは植物の生活型によって変化し、草本・低木種の方がシカの採食圧により鋭敏であることも明らかになった。埋土種子相が草本種・低木種から減少していくことは保全上の優先順位を決定する上で重要であり、シカの採食の影響を受け始めた地域では早期に草本種・低木種を保全することが、植生の回復源となるシードバンクの保全にとっても重要だと考えられる。

IV. シカによる下層植生の衰退が森林からの窒素流出に与える影響

1. はじめに

一般の温帯域の森林生態系では、窒素(N)が植物の一次生産を制限する要因であり、植物と土壤の間には窒素の吸収・合成・分解・無

機化を含む内部循環系が卓越している(福島, 2012)。そのため、一般に降雨による生態系からの窒素流入量よりも溪流への窒素流出量が少ない(Vitousek and Howarth 1991)。溪流水に含まれる物質の中でも硝酸態窒素(NO_3^-)は、土壤から流亡しやすい窒素の形態であり、植物の成長期・休眠期に合わせて溪流水中の NO_3^- 濃度が変化することが知られている(Stoddard 1994, Goodale et al. 2009)。一方で、急傾斜な森林生態系では土壤中での水の動きが複雑であるため、生物の成長期・休眠期と水質変化が必ずしも同期しない場合も報告されている(Ohte et al. 2010)。

森林生態系において下層植生は、林冠を形成する木本植物と比べてバイオマスが少ないものの、ギャップや溪流沿いに高密に存在し、高い生産性を有している。また、ササのようなクローナル植物は、地下茎ネットワークを介して林床一面を広く覆う。Gilliam (2007)は、下層植生が土壤形成や養分保持など、生態系機能の発現に重要な役割を担っている可能性を指摘している。したがって、日本各地で深刻化しているシカによる下層植生の喪失は、物質循環や溪流水質に少なからず影響を与える可能性がある(福島・徳地 2008)。京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林では、集水域を単位として防鹿柵が設置されており、下層植生の喪失・回復が溪流水質に与える影響を評価することが可能である。本研究では、防鹿柵を設置した集水域と設置していない対照集水域において溪流水質を比較し、防鹿柵設置後の下層植生回復効果を明らかにすることを目的とした。その際、溪流水中の NO_3^- 濃度の季節変化に着目して下層植生の消長の影響を把握するとともに、溪流水の流量をもとに生態系からの窒素流出量を算出して柵内外で比較した。また、下層植生の分布の空間的異質性を考慮して集水域全体の下層

植生のバイオマス及び窒素吸収量を推定し、窒素流出量が下層植生の窒素保持に規定されるかを検討した。

2. 方法

1) 渓流水質の測定

防鹿柵を設置した集水域と設置していない対照集水域の末端で、2006年7月から月に1度の頻度で渓流水を採取した(図1)。現場で孔径0.45 µmのセルロースアセテート製シリンジフィルター(ADVANTEC, CS045)を用いて濾過したものを50 mLポリボトルに採取した。サンプルは芦生研究林事務所に持ち帰り、水質分析までの間4℃で冷蔵保存した。水質測定にあたっては、採水時にpHをガラス電極法(TOA-DKK社製, HM-20P)で、ECを交流2電極法(TOA-DKK社製, CM-21P)で測定した。実験室に持ち帰ったサンプルについてNO₃⁻濃度(mgN L⁻¹)をイオンクロマトグラフィ(Dionex社製, ICS-90)で、全窒素(TDN)濃度(mgN L⁻¹)を熱分解法(Shimadzu社製, TNM-1)で測定した。相川ほか(2002)による芦生研究林の主要木本植物の展葉・落葉フェノロジーの結果から、成長期を5月～10月、休眠期を11月から翌4月までとして成長期・休眠期間中の水質の平均値を算出した。

2) 渓流水からの流出水量及び窒素流出量の算出

防鹿柵集水域及び対照集水域内の支流に、2009年から積雪期間を除いて5インチのパーシャルフリューム(竹内鉄工所社製)を設置し、自記式水位計(Trutrack社製, SE-TR/WT500)を用いてフリューム内の水位を5分間隔で計測した(図1)。観測期間中には、適宜水位と流量を測定し、水位-流量曲線から流出水量を求めた。流量データは1日ごとに積算し、集水域面積で除することで比流量を算出した(mm d⁻¹)。窒素流出量(kgN ha⁻¹ yr⁻¹)に関しては、採水日間の

表1 下層植生の空間分布の推定および現存量・窒素吸収量の算出を行う本調査地でみられる主要19種のリスト。これ以外の種は、生活型(落葉性草本、常緑性草本、落葉性木本、常緑性木本、シダ類)ごとにまとめて解析した。

和名	学名
草本	
ウバミソウ	<i>Elatostema umbellatum</i>
イワチヲ	<i>Shortia uniflora</i>
オオイワカミ	<i>Schizocodon soldanelloides</i>
ミヅソバ	<i>Polygonum thunbergii</i>
木本	
リウグ	<i>Clethra barbinervis</i>
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i>
コアシサイ	<i>Hydrangea hirta</i>
ヤマアジサイ	<i>Hydrangea serrata</i>
ウスギヨウラク	<i>Menziesia ciliicalyx</i>
サウグルミ	<i>Pterocarya rhoifolia</i>
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispida</i>
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>
バライチゴ	<i>Rubus illecebrus</i>
ナガバモミジイチゴ	<i>Rubus palmatus</i> var. <i>palmatus</i>
タンナサワフタギ	<i>Symplocos coreana</i>
シダ類	
シノブカグマ	<i>Arachniodes mutica</i>
リウメンシダ	<i>Arachniodes standishii</i>
コバノイシカグマ	<i>Dennstaedtia scabra</i>
イワヒメワラビ	<i>Hypolepis punctata</i>

NO₃⁻濃度およびTDN濃度を比例配分によって内挿し、日単位で比流量と濃度を乗じて積算した。

3) 集水域内の下層植生バイオマス及び窒素吸収量の推定

2010年9月と2011年9、10月に両集水域内において、下層植生の被度と現存量の関係を把握するため、刈り取りを行った。防鹿柵集水域内で112点、対照集水域内で48点の計160点に1m×1m四方のコドラートをランダムに設置し、全ての維管束植物(高さ1.3m以下)の種ごとの被度を5%刻みで記録した。その後地上部を全て刈り取り、乾燥重量(g)を測定した。その後、別に両集水域で調査して判明している

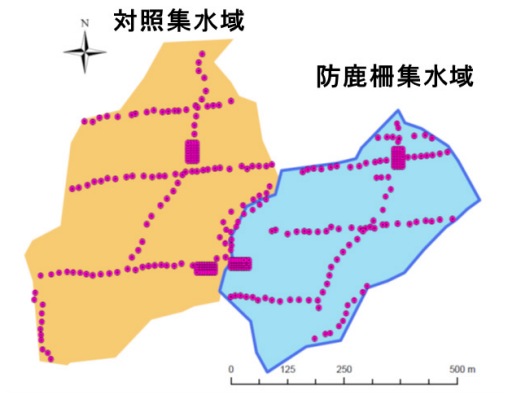


図5 層植生の空間分布を推定するために設置した5 m × 5 mのコドラートの位置。

出現順位上位19種(表1, 阪口ほか2008など)について, 種ごとに乾燥重量(g)を測定し, ミルで粉碎後, 植物体中の窒素濃度(%)をNCアナライザー(住化分析センター社製, NC-800)で測定した。その19種については, 被度(%)と現存量(t ha^{-1})の関係式(一次式)を作成した。多年生木本は当年枝とそれ以外に分けて作成した。

次に, 下層植生の空間分布を推定するため, 2011年8月から10月にかけて両集水域で下層植生の調査を行った。5 m × 5 m四方のコドラートを防鹿柵集水域内で120点, 対照集水域内で127点, ライン上に設置し(図5), 全ての維管束植物(高さ1.3 m以下)の種ごとの被度を1%刻みで記録した。調査地点においてハンディGPS(GARMIN GPSmap 60CSx)で測位を行い, 位置情報を取得した。ここで得られた被度データは, 10 mメッシュの数値標高モデル(DEM)データを用いて, 地形要因[斜度, 斜面方位, 曲率, 標高, 土壌水分指数(WI)]をもとに解析し, 集水域ごとに主要な下層植生19種とその他の種の被度(%)の分布予測モデルを構築した。モデルは, 斜度, 斜面方位, 曲率, 標高, WIを独立変数に, アークサイン変換した

種ごとの下層植生の被度(%)を従属変数にとり, GLM(一般化線形モデル)により回帰した。GLMの一般式は以下の通りである。

$$\text{被度} = \text{Intercept} + f1*(\text{斜度}) + f2*(\text{曲率}) + f3*(\text{斜面方位}) + f4*(\text{WI}) + f5*(\text{標高}) \dots(1)$$

各種の被度の実測値と地形要因から係数 f_n ($n=1\sim5$)とInterceptを求め, 分布予測モデルを作成した。モデルは総被度(%)と主要19種について作成したが, 19種以外の主要でなかったものについて, 5つの生活型(落葉性草本・常緑性草本・落葉性木本・常緑性木本・シダ類)ごとに再分類し, それぞれの被度についても分布予測モデルを作成した。防鹿柵集水域, 対照集水域それぞれの地形データをもとに10 mメッシュごとの推定被度(%)を集水域ごとに出力し, 各集水域に存在する下層植生の被度を推定した。

分布予測モデルから推定された10 mメッシュ被度に対して, 先に算出した被度(%)と現存量(t ha^{-1})の関係式, さらに窒素濃度(%)をかけ合わせ, 各集水域における下層植生現存量(kg ha^{-1})及び窒素吸収量(kgN ha^{-1})を推定した。窒素吸収量は, 単年生草本・木本の葉や枝はその年に吸収した窒素すべてを含むものとみなし, 多年生草本・木本の葉に関しては窒素現存量を葉寿命で除することでその年の窒素吸収量とみなした。また多年生木本の枝について, 当年枝はその年に吸収した窒素すべてを含み, 1年枝以上は窒素現存量を着枝年数で除してその年の窒素吸収量とみなした。

3. 結果および考察

1) 渓流水中の NO_3^- 濃度および窒素流出量

防鹿柵を設置した直後の2006年から2007年の1年間では, 防鹿柵設置集水域・対照集水域間で渓流水質に違いが認められなかった(福

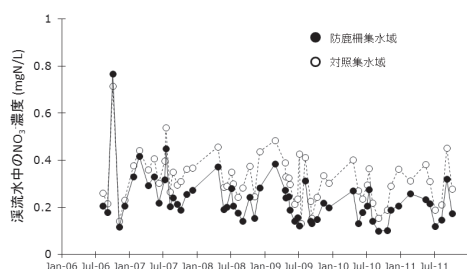


図6 防鹿柵集水域および対照集水域における渓流水中の NO_3^- 濃度の季節変化。

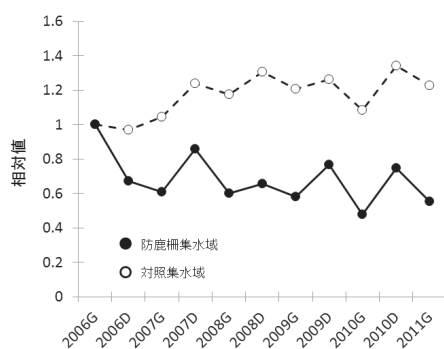


図7 防鹿柵集水域および対照集水域における渓流水中の NO_3^- 濃度の相対値の変化。各年で植物成長期と休眠期の期間中の平均値を算出し、2006年成長期の値を1としたときの相対値を示した。

島・徳地 2008)。しかしながら、渓流水の NO_3^- 濃度に関しては、2007年以降集水域間で差が認められるようになった(図6)。植物の成長期間、休眠期間中の平均値を毎年算出し、2006年の植物成長期を1としたときの相対値を集水域間で比較すると、両集水域とも植物成長期に低く、休眠期に高い傾向を示していた。加えて防鹿柵集水域では、2007年以降 NO_3^- 濃度が低下し続け、2011年成長期には2006年成長期の5割程度にまで、休眠期においても2010年時には6割程度にまで低下した。一方対照集水域でも2007年以降やや低下する傾向が認められるが、2006年成長期に比べて2010年休眠期で約9割、2011年成長期で約8割にとどまった(図

表2 下層植生の被度・現存量の式を算出するために設置した160点の1 m × 1 m コドラート中に出現した下層植生の種数のコドラートあたりの平均値(±標準偏差)および全出現種数。

	防鹿柵集水域	対照集水域
平均出現種数	13.6 ± 5.51	8.7 ± 3.7
全出現種数	147	75

7)。

集水域からの流出水量と NO_3^- 濃度から算出した NO_3^- の流出量は、防鹿柵・対照集水域でそれぞれ、2009年には 2.40 kgN ha^{-1} ・ 4.64 kgN ha^{-1} 、2010年には 1.85 kgN ha^{-1} ・ 3.68 kgN ha^{-1} 、2011年には 2.84 kgN ha^{-1} ・ 6.29 kgN ha^{-1} であり、集水域間の差が2009年で 2.24 kgN ha^{-1} 、2010年で 1.83 kgN ha^{-1} 、2011年で 3.45 kgN ha^{-1} と、対照集水域の方が全ての年で高かった。

2) 下層植生による窒素吸収量の推定

被度と現存量の関係式を作成するために設置した1 m × 1 m 方形コドラートにて出現した下層植生の種数は、コドラートあたりの平均種数、全出現種数いずれも防鹿柵集水域の方で多かった(表2)。そのうちの主要19種及びそれ以外の種については生活型グループにおける被度と現存量の関係式を表3(a), (b)に示した。種により回帰式の R^2 値が異なっており、直線回帰で当てはまりのよいもの、悪いもの様々であった。これは植物の垂直構造(匍匐・直立性や分枝の多寡)に依存するものと考えられる。

下層植生の被度の空間分布推定モデルを作成するために設置した5 m × 5 m 方形コドラートにて出現した下層植生の種数は、コドラートあたりの平均種数、全出現種数いずれも防鹿柵集水域の方で多かったが(表4)、被度1%未満のものを記録していないため、上述の被度と現存量の関係式の際に出現した種数よりも少なかった。そのうち主要19種が占めた割合は防鹿柵

表 3. (a) 下層植生の被度 - 現存量の回帰式の結果. (b) 木本種の被度 - 当年枝現存量の回帰式の結果. N は解析点数, a は単回帰式の傾きを示す.

(a)

和名	N	a	R ² 値
草本			
ウワバミソウ	12	0.011	0.235
イワウチワ	9	0.019	0.440
オオイワカガミ	11	0.012	0.699
ミゾソバ	7	0.012	0.813
木本			
リュウアブ	11	0.008	0.082
スギ	14	0.068	0.774
コアシサイ	16	0.012	0.816
ヤマアジサイ	16	0.010	0.717
ウスギヨウラク	6	0.005	0.482
サワグルミ	18	0.006	0.826
オオバアサガラ	5	0.004	0.643
クマイチゴ	9	0.010	0.540
バライチゴ	6	0.008	0.974
ナガバモミジイチゴ	17	0.013	0.690
タンナサワフタギ	19	0.005	0.678
シダ類			
シノバカグマ	10	0.010	0.278
リュウメンシダ	24	0.006	0.730
コバノイシカグマ	53	0.010	0.723
イワヒメワラビ	14	0.014	0.617
その他の種			
落葉性草本	-	0.010	-
落葉性木本	-	0.008	-
常緑性草本	-	0.014	-
常緑性木本	-	0.068	-
シダ類	-	0.010	-

(b)

和名	N	a	R ² 値
リュウアブ	11	0.014	0.705
スギ	14	0.038	0.602
コアシサイ	16	0.013	0.564
ヤマアジサイ	16	0.006	0.773
ウスギヨウラク	6	0.030	0.148
サワグルミ	18	0.006	0.730
オオバアサガラ	5	0.005	0.551
タンナサワフタギ	19	0.013	0.547

表 4 下層植生の空間分布を推定するために防鹿柵集水域内に 120 点, 対照集水域内に 127 点設置した 5 m × 5 m コドラート中に出現した下層植生の種数のコドラートあたりの平均値 (±標準偏差) および全出現種数.

	防鹿柵集水域	対照集水域
平均出現種数	9.9 ± 4.8	2.6 ± 1.3
全出現種数	106	34

集水域で 60 %, 対照集水域で 84 % だった. 対照集水域ではコバノイシカグマ, アシウスギ, オオバアサガラといったシカの不着好性植物が被度の 60 % を占めていたのに対し, 防鹿柵集水域ではそれらの種が占める割合は 10 % 程度で, 残りはシカの嗜好性種がほぼ同じ割合で存在していた. すなわち, 防鹿柵集水域内では少ない被度で多様な植生構成であるのに対し, 対照集水域では限られたシカの不着好性種が拡大していることが示された.

各集水域で作成した空間分布推定モデルにおいて, 選択された独立変数, 推定係数, モデル精度の結果を, 主要種の一部について表 5 に示した. 種により回帰式の R² 値が異なっており, 0.015 ~ 0.457 とモデルの当てはまりは様々であった. 説明変数として標高, WI, 傾斜方向が選択された種が多く存在した.

次に, 被度の空間分布推定モデルと, 被度と現存量の関係式から算出された集水域内の下層植生現存量, および各種の窒素濃度 (データ省略) を用いた下層植生による窒素吸収量を主要 19 種, および生活別型に示した 19 種以外の種の合算値は, 防鹿柵集水域, 対照集水域それぞれ 447 kg ha⁻¹, 327 kg ha⁻¹ および 5.5 kg N ha⁻¹, 3.3 kg N ha⁻¹ であった. 集水域内の分布をみると, 総被度では両集水域とも谷部に高い値を示したが, 防鹿柵集水域の方が全面に渡って高い被度を示した (図 9). 種別にみると, シカ嗜好性植物であるコアシサイなどの落葉性木本, ウワバミソウなどの落葉性草本の被度はいずれも防鹿柵集水域内で高く, 不着好性であるオオバアサガラなどの落葉性木本, イワヒメワラビなどのシダ植物の被度は対照集水域で高かった (図 10). この結果は, 実際に現場で視認される結果と概ね一致していた.

窒素吸収を担う下層植生は, 対照集水域では窒素吸収の全体量に対して 90 % をアシウスギ,

表 5 下層植生の空間分布推定モデルにおいて選択された独立変数と推定係数, AIC, モデルの R² 値, P 値の結果 (一部). 集水域ごと, 種ごとに作成した.

和名	傾度		傾斜方向		曲率		標高		WI		Intercept		R ² 値		AIC		P	
	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照	防鹿柵	対照
草本																		
ウバミソウ											0.2891		0.082		-682.59		0.002483	
木本																		
コアシサイ	0.0013				-4.2E-13		-0.0002				0.0675	0.1252	0.015	0.079	-427.81	-770.35	0.09914	0.002258
オオバサガラ		0.0001			1.72E-13				0.0125	0.0217	-0.0912	-0.1260	0.155	0.126	-652.11	-542.01	4.92E-05	2.43E-05
シダ類																		
コバノイシガマ	0.0024						-0.0007	-0.0026			0.0161	0.5456	1.9660	0.083	0.328	-517.65	-399.48	0.002327
イワヒメワラビ			-0.0001		2.53E-13		-0.0003	0.0019	0.0046	-0.0103	0.1992	0.036	0.084	0.084	-881.65	-733.27	0.0207	0.005298

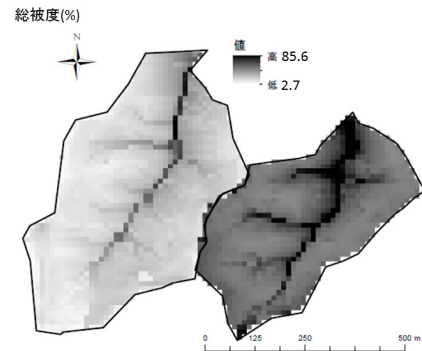


図 9 防鹿柵集水域および対照集水域の下層植生総被度の空間分布の推定結果. 集水域ごとに, 主要 19 種およびそれ以外の 5 つの生活型それぞれで推定した結果を合算した.

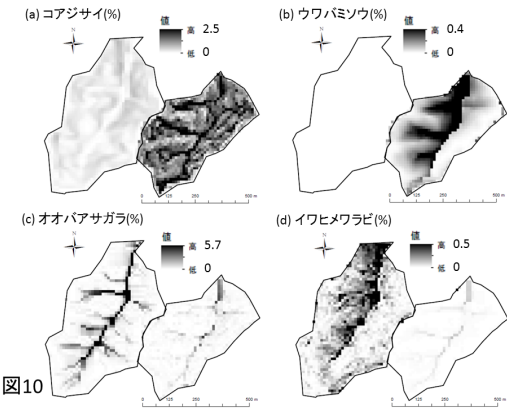


図 10 シカ嗜好性種である (a) コアシサイ (木本), (b) ウバミソウ (草本), およびシカ不嗜好性種である (c) オオバサガラ (木本), (d) イワヒメワラビ (シダ類) の被度の空間分布推定結果.

コバノイシガマというシカの不耐性植物が占めていた. それに対して防鹿柵集水域では, 被度で 4 割を占めたアシウスギとコバノイシガマは, 窒素吸収量で 24 % を占めるに留まり, ひとつの種が占める被度が小さくても出現種数が多い, すなわち多様性が高いことによって窒素吸収量が高く維持されていることが明らかとなった.

3) シカによる下層植生の衰退が窒素流出に与える影響

本研究で推定された下層植生による窒素吸収量は, 防鹿柵集水域で 5.5 kgN ha⁻¹, 対照集水域で 3.3 kgN ha⁻¹ であり, その差は 2.2 kgN ha⁻¹ となった. これは 2011 年の夏季の調査結果から推定された値であり, 一年の内で下層植生の現存量が最大となる時期である. したがって, この時期の下層植生中に含まれる窒素量が, ほぼ年間の窒素吸収量に相当すると考えられる. 渓流水中の NO₃⁻ 濃度および流量から算出された植物成長期における NO₃⁻ 流出量が 1.83 ~ 3.45 kgN ha⁻¹ (2009~2011 年; 平均 2.50 kgN ha⁻¹) であったことから, 下層植生による窒素吸収あるいは窒素保持が, 渓流への窒素流出を規定していることが示唆される. しかしながら, たとえ皆伐等で植物がすべてなくなったとしても, 植物が吸収していた窒素がただちに全量渓流に流出することはなく, リターに含まれる有機態窒素の形態変化過程や土壌への蓄積・吸着などである

程度は土壤に保持される (Fukushima 2009). 本研究で考慮されていない下層植生のリター供給による土壤への窒素蓄積量や地下部のバイオマスを加味すると、下層植生と土壤間での窒素内部循環系における窒素保持量は対照集水域よりも防鹿柵集水域の方が多いものと推察される。ただ、地上部の窒素吸収の評価だけでも、溪流への窒素流出の 88 % (2011 年だけの比較だと 64 %) を占めていたことから、シカによる下層植生の衰退が溪流水質、あるいは窒素収支に与える影響は無視できないものといえる。

このことから、防鹿柵設置後に観測された溪流水質 (NO_3^- 濃度) や窒素流出の変化は、下層植生の窒素吸収が回復したことによるものであり、下層植生の存在が森林生態系の窒素循環、溪流水質形成に重要な役割を担っていることが示された。すなわち、シカの過採食による森林下層植生の衰退は、その窒素吸収量の低下を通して溪流水質にも影響を及ぼしていることが明らかとなった。

V. 防鹿柵内外での下層植生の違いが降雨出水時の水質変化に与える影響

1. はじめに

森林生態系に降った降水は土壤表層から鉛直下方に浸透し、土壤深部の地下水成分として貯留され、平水時 (すなわち降雨がしばらくない時) には基底流出として流出する。一方、降雨時には一時的に側方流などを含む直接流出 (direct runoff) が生じ、土壤の比較的浅い部分を通過した水が基底流出に加わり増水する。土壤表層には植物の根やリター分解を担う土壤微生物が多く分布し、生物由来の窒素や炭素 (主に水とともに動く NO_3^- や DOC [Dissolved Organic Carbon]; 溶存有機態炭素) も土壤の表層水に多く含まれる。そのため、降雨に伴う出水 (出水イベント) 時にはこれらの物質が平水時より

も多く流亡することが知られている (Cirimo and McDonnell 1997, Kawasaki et al. 2005, 篠宮ほか 2007, Simon et al. 2008, Oda et al. 2011). それゆえ、下層植生の衰退による養分保持力低下が、土壤表層の養分動態を介して降雨時の溪流水質にも影響を与えることが考えられる。

また、降雨出水時には溶存態物質だけでなく、土砂を含む懸濁態物質 (SS; Suspended Sediment) が一時的に多量に流出することも知られている (Seeger et al. 2004). 強度の降雨時にはホートン型地表流や大規模な斜面崩壊が発生し、大量の SS が流出することもある。森林において下層植生は土壤被覆による雨滴衝撃の緩和効果や、根系による土壤緊縛効果によって降雨時に斜面からの SS の供給が抑制されることが報告されている (Onda and Yukawa 1994, 宮田ほか, 2009). したがって、シカによる下層植生の衰退は土壤侵食や浸透能低下による地表流の発生を招き (平岡ほか 2010), 降雨時に溪流への SS 流出が増大する可能性が考えられる (Dosskey et al. 2010 など)。

このように、降雨出水時の溪流水質変化は、平水時とは異なるプロセスを経るため下層植生の多寡に影響される可能性がある上に、流量増加に伴って溪流中の物質、特に NO_3^- や SS の濃度も上昇することから下流域生態系へのインパクトも非常に大きい。したがって、下層植生の衰退が溪流水質に与える影響を理解するうえで、降雨出水時の水質変化は無視できない。しかしながら、下層植生と降雨時の溪流水質応答に着目した研究はほとんど存在しない。そこで本研究では、水質形成における下層植生の役割を平水時だけでなく降雨出水時にも着目して解析し、シカによる下層植生の衰退が溪流水質に与える影響を解明することを目的とした。

2. 方法

2010 年 9 月から 2011 年 9 月まで、防鹿柵

集水域と対照集水域の末端部において自動採水機 (ISCO-3700) を設置し、降雨開始前から 2 時間間隔で 1 L ずつ採水した (図 1)。降雨終了後、溪流の流量が逡減している期間は 4 から 6 時間間隔とした回もあった。採水されたサンプルはすみやかに実験室に持ち帰り、一部を孔径 0.45 μ m のテフロン製シリンジフィルター (ADVANTEC, PTFE-HP045AN) を用いて濾過を行い、濾液を 30 mL ポリビンに採取して冷蔵保存した。サンプルの NO₃⁻ 濃度はイオンクロマトグラフ法 (Dionex 社製, ICS-90), Si 濃度は ICP プラズマ発光分光法 (Seiko 社製, SPS1500VR) で測定した。

残りの未濾過サンプルのうち、30 ~ 600 mL を事前に 500°C、4 時間で燃焼後乾燥重量を測定したガラス濾紙 (Whatman GF/F, 孔径 0.7 μ m) で濾過し、濾紙を 80°C で 24 時間以上乾燥させた。その後、風袋重量との差を算出して、濾紙上の残留物、すなわち全懸濁態物質 (Total SS; TSS) 量を求め、通水量で除することで TSS 濃度とした。さらに濾紙を 450°C、4 h で燃焼させて有機物を完全に除去し、重量減少分から有機物由来の懸濁態物質 (Organic SS; OSS) 濃度を求めて、SS の有機物含有率 (OSS/TSS $\times$ 100 [%]) を算出した。

出水イベント期間において、渓流水の流量増加開始時から基底流出の上昇率 (0.0456 mm h⁻¹ day⁻¹; Hewlett and Hibbert, 1967) を加算した流量と、実測流量が一致するまでの期間を直接流出発生期間とした。また、直接流出の発生期間中、基底流出量を除いて積算した流量を各降雨出水イベントにおける直接流出量とした。なお、降水量は調査地から約 300 m 離れた開放地に転倒マス式雨量計 (Davis Instruments 社製, Rain Collector II) を設置して測定した。流量は 4.2.2 にあるように両集水域内の支流で観測した。

本調査で対象とした出水イベントは、台風 2

回を含む計 7 回に渡り、様々な降雨強度および季節で観測した (表 6)。季節については相川ほか (2002) を参考に、本調査地の雪融け後 (4 月下旬) 後、植生の展葉が完了するまで (6 月) を展葉期、落葉樹の落葉が始まる 10 月までを成長期、11 月から初雪が観測される 12 月までを落葉期と定義した。これによれば、展葉期に 2 回 (a, b)、成長期に 4 回 (c ~ f, うち台風 2 回 c, e)、落葉期に 1 回 (g) となった (表 6)。イベント期間中の水質変化については、両集水域において流量と濃度の関係を解析した。また、集水域間での水質変化の違いについては、濃度の差分を評価した。

3. 結果および考察

1) 降雨出水イベント中の水文過程

防鹿柵集水域、対照集水域とも、降雨に対する流量の応答パターンや、降雨出水イベント中の直接流出率はほぼ等しかった (図 8, 表 7)。また、一般に Si などの土壌深層ほど高濃度に分布する物質は、渓流水中の濃度が出水イベント時に低下することが知られており、渓流水中の地下水の希釈率の算出 (地下水の寄与率) に

表 6 本研究で調査を行った 7 つの降雨出水イベントの概要。API14 と API7 はそれぞれ 14 日前と 7 日前の先行降雨指数 (API [Antecedent Precipitation Index]) を意味する。なお T 日前の先行降雨指数 API_T は、 $API_T = \sum_{t=1}^T \frac{R_t}{t}$ (ただし R_t は t 日前の日降水量) であらわされる。

イベント	期間	植生の状態	総降雨量 mm	API14 mm	API7 mm
a	2011/6/10-12	展葉期	29.0	23.8	1.6
b	2011/6/24-26	展葉期	16.6	7.3	2.2
c	2011/7/18-24	成長期	220.4	4.6	0.0
d	2011/8/19	成長期	20.6	11.0	10.7
e	2011/9/1-9/4	成長期	238.8	5.4	1.1
f	2010/9/7-9/9	成長期	42.4	14.2	14.2
g	2010/11/22-11/24	落葉期	31.6	18.8	14.6

しばしば用いられる (Asano et al. 2003). これらの溶存物質は, 出水イベント期間中で流量と濃度との関係を取ると, 負の相関を示しながら反時計回りのループを描くことが知られている (篠宮ほか 2007). 本調査地の集水域においてもその傾向が観測され, 集水域間でそのパターンに違いが見られなかった. 直接流出率, および Si 濃度から, 両集水域では防鹿柵の有無に関係なく, 地形によって規定される水文過程がほぼ等しいとみなすことができる.

2) 降雨出水イベント中の NO_3^- 濃度の応答

本調査で観測した降雨出水イベントすべてを通じて, 降雨前, 降雨出水時ともに渓流水の

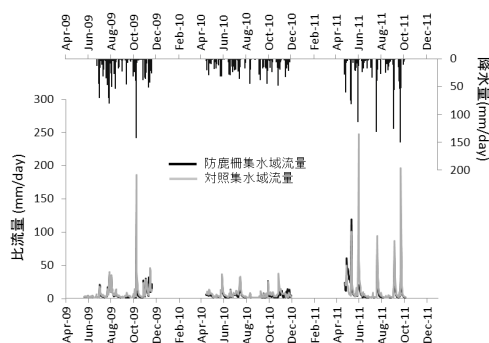


図8 防鹿柵集水域および対照集水域における渓流水の流出水量および降水量. 冬季期間は積雪のため観測を停止している.

表7 防鹿柵集水域および対照集水域における各降雨出水イベントにおける渓流水への直接流出率. Hewlett and Hibbert (1967) をもとに算出した.

イベント	直接流出率	
	防鹿柵集水域	対照集水域
	%	%
a	47	38
b	75	72
c	73	72
d	68	68
e	65	61
f	55	58
g	34	52

NO_3^- 濃度は防鹿柵集水域よりも対照集水域で高かった (図 11). 植物の展葉期間中に採取したイベント (a, b) では, 出水期間中の NO_3^- 濃度変動は小さく, 集水域間の差分 (対照集水域から防鹿柵集水域を引いた値) は流量に寄らずほぼ一定であった. 植物の成長期間中に採取したイベント (c ~ f) では, NO_3^- 濃度が流量ピーク時に平水時の 5-10 倍まで上昇した. 集水域間の差分を取ると, 降雨規模によらず流量ピーク時近傍で最大値となり, 上に凸のパターンを示した. 植物の落葉期に採取したイベント (g) では, 展葉期と同じように出水期間中の NO_3^- 濃度変動は小さかったが, 集水域間の差分は下に凸のパターンを示した (図 12). このことから, 下層植生の存在は, その NO_3^- の吸収によって土壌表層に分布する NO_3^- 現存量が減少し, 降雨出水時の NO_3^- 流出を抑制することが考えられた. 逆に下層植生が衰退した土壌表層には季節によらず NO_3^- 現存量が多く存在し, 平水時のみならず降雨出水時にも多量の NO_3^- が流出するものと考えられた. このように, 降雨出水イベント期間中の NO_3^- 濃度応答は, 季節, 出水規模による影響が見られたが, 防鹿柵・対照集水域間の差は, 季節すなわち植物の成長パターンとの関係が示唆された.

3) 降雨出水イベント中の SS 濃度の応答

各降雨出水イベントに対する TSS 濃度の変化を図 11 に示した. NO_3^- 濃度応答とは異なり, 降雨出水に対して素早い応答を示し, また降雨後の通減が流量の通減よりも速やかであった. 降雨出水時における TSS 濃度のピーク値は集水域間で異なっており, 総降水量が 100 mm 以下の降雨出水イベント (a, b, d, f, g) では, 防鹿柵集水域よりも対照集水域の方が低かった. それに対し, 総降水量が 200 mm を超える降雨出水イベント (c, e) では, 防鹿柵集水域よりも対照集水域で高かった. 一方, SS の組成を示す

有機物含有率は出水規模によらずピーク時には両集水域間でほぼ等しかったものの、ピーク前後では防鹿柵集水域の方が高い傾向が認められた。

総降水量が 200 mm を超す出水イベントの場合、下層植生の多寡が溪流への SS 流出に影響を与えることが示された。それに対して、降水量 100 mm 以下では、防鹿柵集水域において有機物含有率の高い SS が多く流出することが明らかとなった。これは、下層植生の雨滴衝撃緩和や土壌緊縛効果によって発現される土砂流出抑制機能が、地表流や土壌侵食の発生を伴うような大規模な出水イベント時に重要な役割を果たすものといえる。平時や規模の小さい出水イベントでは、逆に下層植生に由来する河畔に堆積した有機物が流出するために、防鹿柵集水域で有機物含有率の高い SS が溪流に多く含まれるものと推察される。

以上のことから、降雨出水イベント期間中の SS 濃度応答は、 NO_3^- と異なり、下層植生の多寡だけではなく出水規模の影響も受けることが示された。下層植生の存在が、規模の大きいイベント時には SS 流出を抑制する一方で、多くの場合 SS のソースになっていることが示唆された。シカによる下層植生の衰退が、平時時の溪流水質のみならず、より下流域へのインパクトが強い降雨出水時の水質変化においても重大な影響を与えていることが明らかとなった。

VI. 防鹿柵内外における溪流河床構造の違いと底生動物群集に与える影響

1. はじめに

シカによる下層植生の過採食は、森林溪流の水質変化を招き、特に降雨時には SS が大量に流出することがこれまでの結果から明らかとなった。降雨出水時に土砂供給量が増大する主な要因として、下層植生の衰退によって雨滴に

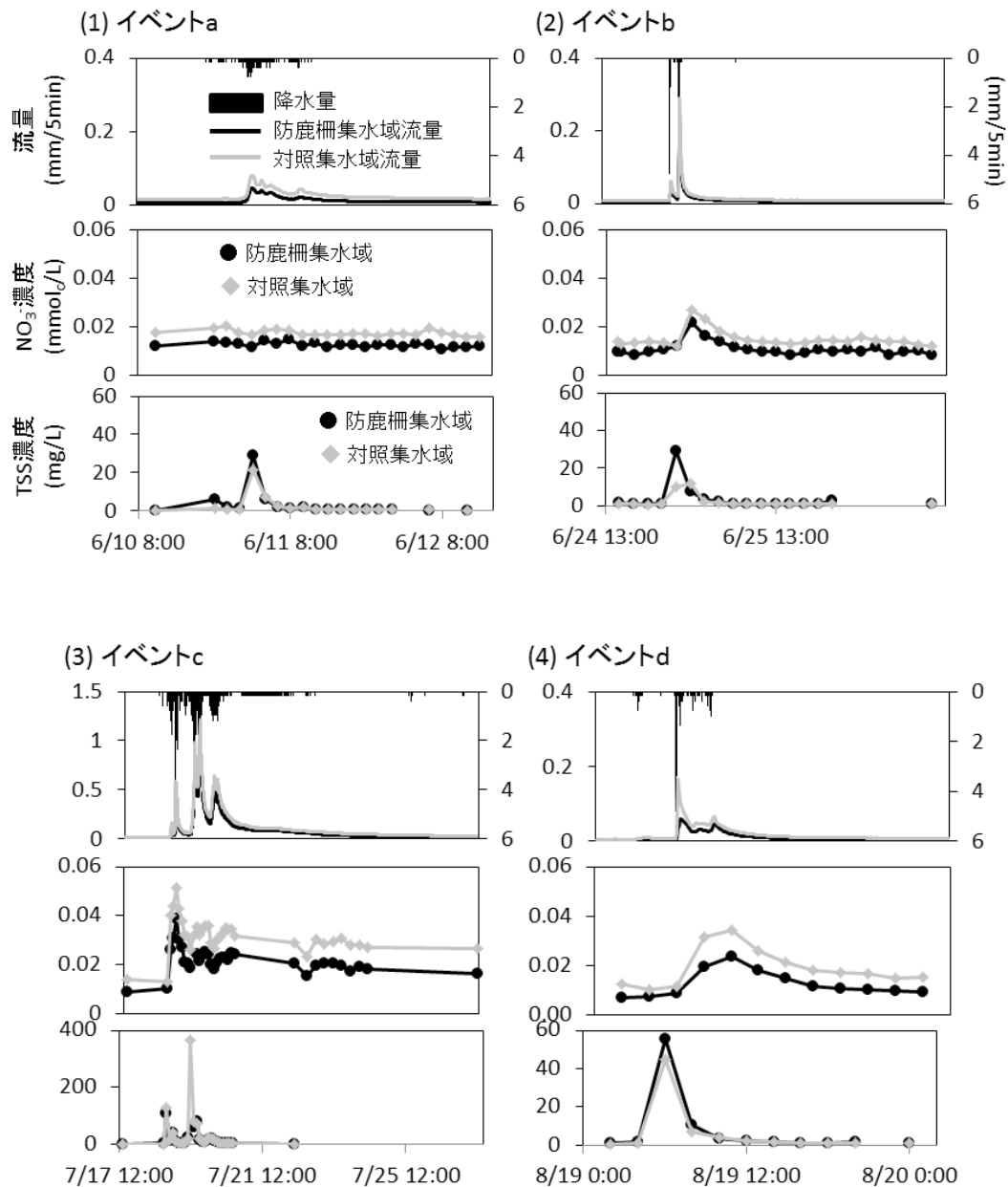
よる衝撃を直接的に受け、土壌表面の浸透能の低下を引き起こし、地表流が発生するためと考えられている (Onda and Yukawa 1994)。また、大量の土砂供給によって溪流の河床構造が大きく変化し、その結果森林源頭部に生息する底生動物の群集構造にまで影響が及ぶことが明らかにされつつある (Sakai et al. 2012)。しかしながら、流程に沿って変化する河川地形において、シカによる下層植生の衰退の影響が、源頭部より下流域で及ぶのかどうかについては分かっていない。シカが溪流を含めた森林生態系全体に及ぼす影響を明らかにするためには、水質だけでなく底生動物にも着目することが必要不可欠である。本研究では、シカによる下層植生の過採食が、水文過程・溪流河床構造の変化を通じて、底生動物群集にまで影響を与えるという仮説を立て、1 次谷および 2 次谷集水域においてその検証を行った。

2. 方法

1) 溪流の河床環境の測定と水棲生物の採取

防鹿柵集水域と対照集水域において、集水域内の 1 次谷集水域を 4 地点ずつ (EC1 ~ EC4; 防鹿柵集水域の 1 次谷, CC1 ~ CC4; 対照集水域の 1 次谷), 集水域末端にあたる 2 次谷集水域 (EC; 防鹿柵集水域の 2 次谷, CC; 対照集水域の 2 次谷) の 5 地点ずつ、計 10 地点の集水域を対象として林床・溪流の河床環境、および附着藻類と底生動物の調査を行った (図 1)。それぞれの調査地の緯度、経度、標高、面積は地図上で求めた。

1 次谷集水域 (EC1~EC4, CC1~CC4) では、谷底から上部 30 m までのベルトトランセクトを集水域両岸に張り、11 m×2 m (15 プロット / 1 トランセクト) の調査区を設けて、それぞれの区内の林床の下層植生被度 (%) を目視によって 1 % 刻みで記録した。この調査は多くの下層植生が展開している夏期 (2009 年 8 月) に実施し

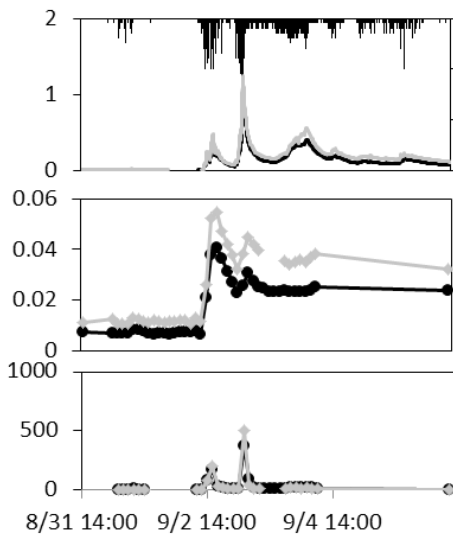


た. また, 2 次谷 (EC, CC) の下層植生被度は, 1 次谷のトランセクト調査によって求められた EC1~EC4, CC1~CC4 の被度の平均値をそれぞれ用いた.

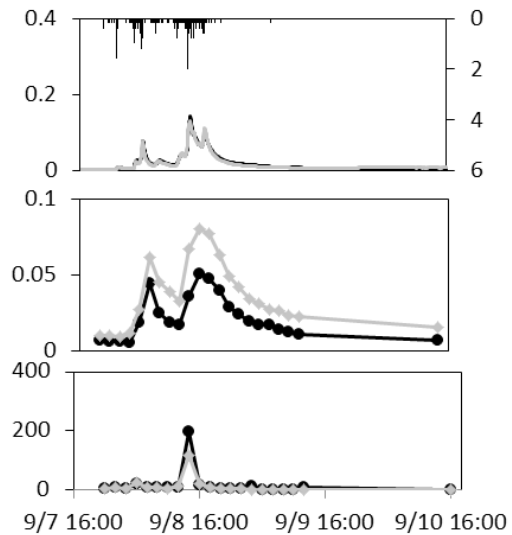
対象とする 10 地点の集水域それぞれの溪流において, 年間を通じて流水が確認される 30

m の調査区を設定し, 河床環境, 付着藻類, 底生動物の調査を行なった. それぞれの調査区において 2009 年 4, 6, 8, 11 月にサーバーネット (25 cm×25 cm, 長さ 1 m, メッシュサイズ 0.5 mm) を 4 箇所設置し, 底生動物の採集を行った. その際, それぞれのサーバーネット内において,

(5) イベントe



(6) イベントf



(7) イベントg

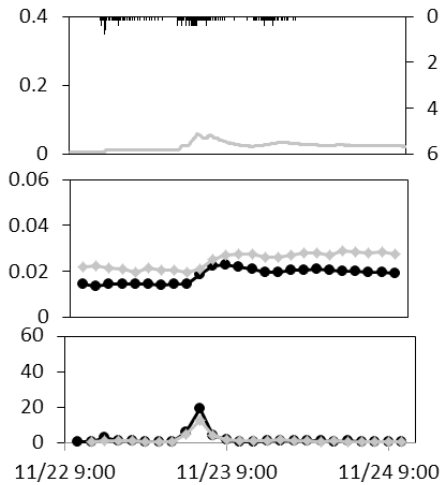


図 11 防鹿柵集水域および対照集水域における各降雨出水イベント期間中の (1) 降雨量と流量, (2) NO₃⁻ 濃度, (3) SS(懸濁態物質) 濃度の推移。

水深 (cm) を 6 箇所, 中央部の流速 (cm s⁻¹) を電磁流速計 (VE10, ケネック) によって 3 回測定した。

各調査区における河床構造を把握するため, 底生動物採集のためのサーバーネット内 (25 × 25 cm) の河床に占める細粒堆積物被度を目視

によって 5 % 刻みで記録した。さらに, 2009 年 4 月, 8 月には, 調査区内で Grost et al. (1991) の方法に従って河床の砂礫 (1 L) を無作為に 3 地点から採取した。砂礫サンプルは, 実験室に持ち帰って 63, 31.5, 16, 8, 4, 2, 1 mm に篩分し, 各画分の乾燥重量 (105 °C, 24 時間)

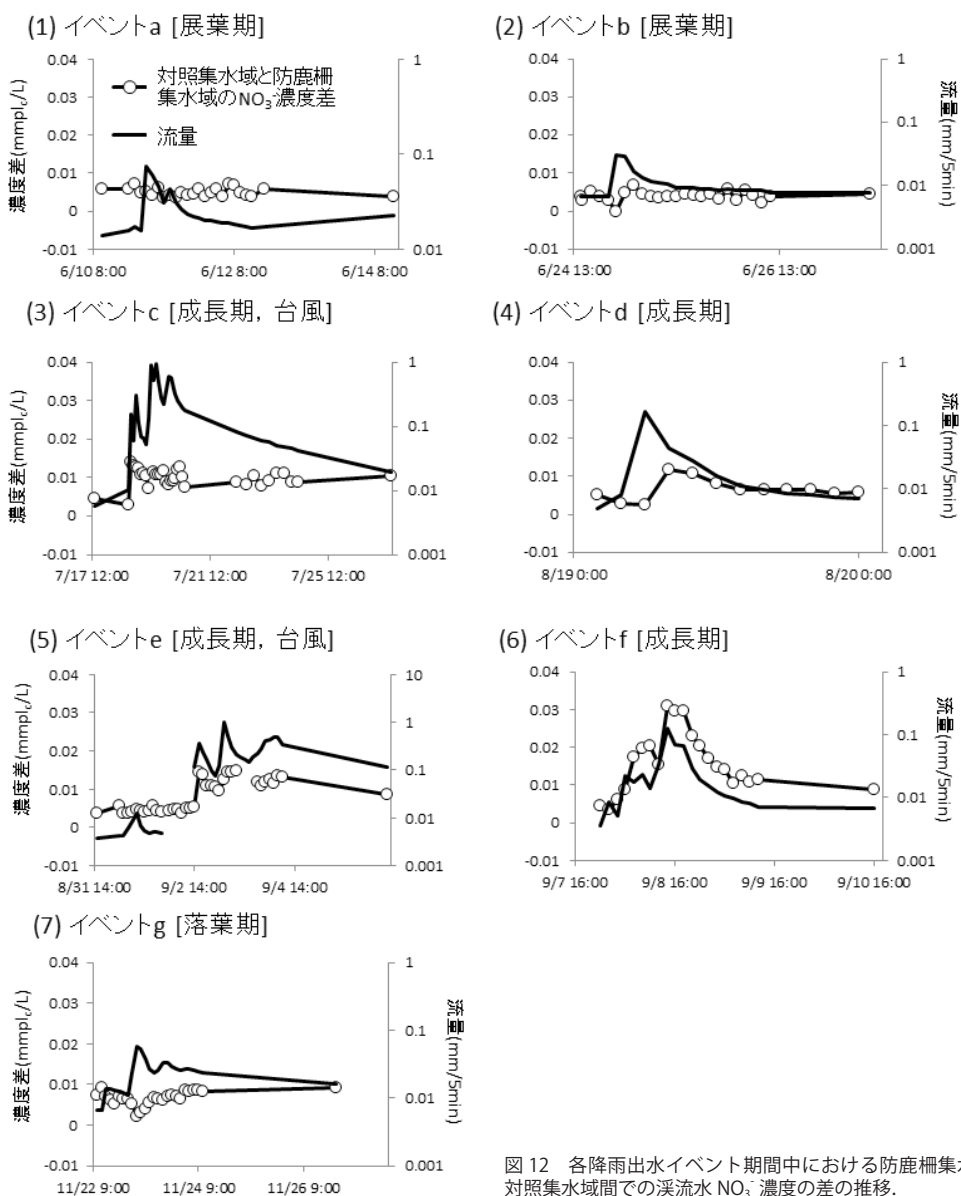


図 12 各降雨出水イベント期間中における防鹿柵集水域と対照集水域間での渓流水 NO_3^- 濃度の差の推移。

を測定し、各画分の重量分布に基づいて有効粒径 (D_{50}) を算出した。また、平水時 (2010 年 6 月) に各調査区内を横断する 5 つのトランセクトを張り、トランセクトに沿って 5 cm ごとに水深と流速を記録することで各調査区における流量 (L s^{-1}) を算定した。

各調査区における光環境を把握するために、

調査区内で 6 m 間隔毎 (計 6 地点 / 調査区) に、河床上空 (高さ 1 m) の全点空写真を撮影した。撮影した全天空写真をもとに、Gap Light Analyzer version 2.0 (Frazer et al. 1999) を用いて光子束密度 (PAR [$\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$]) を算出し、開放地との値と比較した相対光子束密度 (rPAR [%]) を求めた。これらの調査は、落葉期にあ

たる 2009 年 4 月 (冬季) と, 展葉期にあたる 2009 年 8 月 (夏季) に実施した。

付着藻類量を評価するために, 各調査区内のはまり石を無作為に 4 つずつ採取し, 表面 4 cm² をブラシで擦り取って, 懸濁液をガラス繊維濾紙 (Whatman, GF/F) で濾過した。得られたサンプルは, 濾紙ごと分析まで乾燥させて冷凍保存した。それぞれのサンプルは, N,N-ジメチルホルムアミド (DMF) に一昼夜漬けることでクロロフィルの抽出を行い, 遠心分離にかけた溶液の紫外線吸光度 (663.8 nm および 646.8 nm) を分光光度計 (日立製作所社製, U-1800) で測定した。これによって得られた値から, Porra et al. (1989) が示す式によってクロロフィル a 量を算出した。これらの調査は, 2009 年 4, 8, 11 月に実施した。

調査区において無作為に 4 地点に設定されたサーバーネット内の底生動物を採集し, 70 % エタノールに漬けて保存した。実験室にて双眼実体顕微鏡 (Nikon 社製, SMZ800) を用いて可能な限り細かい分類群まで底生動物の同定を行った。また, 同定された分類群ごとに生活型・摂食機能群の判別を行った。これらの作業は, 川合・谷田 (2005), Merritt et al. (2008), 境未発表データを参考にして行った。

2) 統計解析

まず, シカの有無 (Deer), 経度 (Longit), 緯度 (Latit), 標高 (Altit), 面積 (Area), 河川次数 (Order), 下層植生被度 (CUV[Coverage of Understory Vegetation]), 水深 (Depth), 流速 (Velocity), 流量 (Discharge), 河床の細粒堆積物被度 (PFS[Percentage of Fine Sediment]), 河床の有効粒径 (D_{50}), 相対光量子束密度 (夏期, 冬期; rPAR_sum, rPAR_win), 付着藻類量 (PB: [P Biomass]) の 15 の環境変数から, 環境変数間の多重共線性を避けるために, 互いに有意に相関する環境変数 (スピアマンの順位相関係数

<0.60, かつ $P<0.05$) の片方を排除し, 環境変数の選択を行った。その際, 下層植生被度, 水深, 流速, 流量, 河床の細粒堆積物被度, 河床の有効粒径, 相対光量子束密度 (夏期, 冬期), 付着藻類量については, 調査期間中に得られた値の平均値を用いた。環境変数の選択を行ったのち, 各調査区における底生動物群集構造を規定する環境要因を明らかにするために, 正準対応分析 (Canonical Corresponding Analysis; CCA) を行った。この分析では, 各調査区の底生動物群集データとして, 優占分類群上位 50 分類群 (全個体の 96.0 %) のアバンダンスデータを用いた。さらに, CCA によって類型化された調査区のグループそれぞれについては, 各グループの底生動物群集の指標種の抽出を行った (INDVAL, Dufrene and Legendre, 1997)。CCA の第 1 軸と, INDVAL については, モンテカルロ法 (199 回並び替え) によって有意性を検討した。また, 1 次谷と, 2 次谷で得られた底生動物群集の多様度 (H') と, 個体数密度に関して, それぞれサイト (防鹿柵集水域・対照集水域), 季節 (冬, 春, 夏, 秋) を要因とする二元配置分散分析 (Two-way ANOVA) を行った。

アバンダンスデータ, % データはそれぞれ対数変換, アークサイン変換して統計解析に用いた。CCA と INDVAL は PC-ORD ver. 6 (McCune and Mefford, 2011), 分散分析には R 2.13.1 (R Development Core Team 2011) で行った。

3. 結果および考察

本研究では, 113 分類群, 13292 個体の底生動物が得られた。CCA では, 集水域面積, 河床に細粒堆積物が占める割合, 水深, 夏期および冬期の相対光量子束密度, 付着藻類量の 6 種類の環境変数が選択された。得られた CCA のグラフでは, 第 1 軸は, 集水域面積と強い相関を示し, 第 2 軸は, 河床に占める細粒堆積物の割合が強い相関を示した (図 13)。また, 第

1~3 軸までの説明率は、67.5 % で、第 1 軸は有意であった。CC1~CC4 における底生動物群集構造は、河床の細粒堆積物の割合と正の相関を示す一方で、EC1~EC4 の底生動物群集構造は、第 2 軸に沿ってそれらとは反対方向にプロットされた。これらの結果は、Sakai et al. (2012) が示したシカ食害による 1 次谷の河床の細粒化とよく一致していた。しかしながら、2 次谷 (EC, CC) における河床構造や底生動物群集構造は、1 次谷のように明瞭に異なることにはならず、どちらも第 1 軸に沿って集水域面積、水深、付着藻類量と正の相関をもつことが判明した (図 13)。Church (2002) によると、源頭部では溪流に供給される土砂の主要な起源は、近接する斜面の土壌侵食や土石流であるとしている。また、河川の土砂運搬能力は、流程に従って上に凸の関係をもち、源頭部から中流部にかけては土砂運搬能力が高くなり、中流から河口域にかけては小さくなることも指摘されている (Church, 2002)。これらのことを考慮すると、1 次谷のような土砂運搬能力の小さい溪流では、斜面から供給される土砂が長期間貯留する一方、運搬能力が大きい 2 次谷では効率的に土砂が水流によって流されていることが推察される。以上のことから、1 次谷ではシカの有無によって河床構造及び底生動物群集構造が異なるのに対して、2 次谷ではそのような傾向が弱まることが推察される。

CCA の結果から底生動物群集は、1 次谷対照集水域 (CC1~CC4)、1 次谷集水域 (EC1~EC4)、2 次谷集水域 (EC, CC) の 3 つに類型化することができた。これら 3 つの群集グループについてそれぞれの指標種の抽出を行なったところ、1 次谷対照集水域 (CC1~CC4) は、ヌカカ科、カスリヒメガガンボ属、ヨツメトビケラによって特徴付けられ、1 次谷防鹿柵集水域 (EC1~EC4) は、マルヒラタドロムシ属、ミルン

ヤンマ属によって特徴付けられた。一般に、底生動物の生活型に注目すると、細粒堆積物に対しての耐性の強さは、掘潜型 > 匍匐型 > 遊泳型 > 固着型であることが知られる (Rabeni et al. 2005)。1 次谷対照集水域で、掘潜型 (ヌカカ科、カスリヒメガガンボ属)、1 次谷防鹿柵集水域で、固着型 (マルヒラタドロムシ属) が指標種として抽出されたことは、細粒堆積物に占められた 1 次谷対照集水域の環境と、1 次谷防鹿柵集水域における礫環境が、底生動物群集構造を決定付けていることを示唆している。また、底生動物群集の多様度は、1 次谷防鹿柵集水域で 1 次谷対照集水域よりも有意に高いことが判明し (Two-way ANOVA, $P < 0.001$)、シカによる河床の細粒化は 1 次谷における底生動物群集の多様度を低下させることがわかった。また、2 次谷の底生動物群集は、ヒメノギカワゲラ、マダラカゲロウ属、エルモンヒラタカゲロウ、ヨシノコカゲロウ、トゲマダラカゲロウ属、ナガカワゲラ、セスジミドリカワゲラ属、ヒメミドリカワゲラ属、ナガレトビケラ属、ガガンボ属に

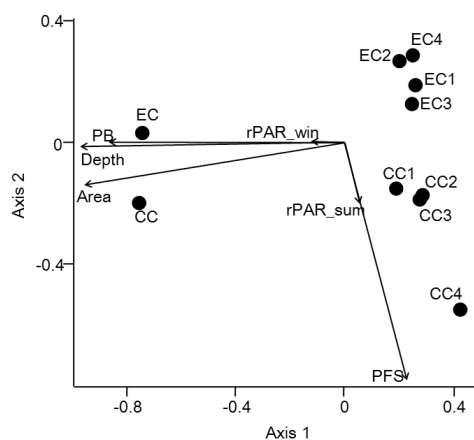


図 13 防鹿柵集水域の 1 次谷 (EC1 ~ EC4) と 2 次谷 (EC), 対照集水域の 1 次谷 (CC1 ~ CC4) と 2 次谷 (CC) において、底生動物群集構造と環境変数との関係を示す正準対応分析 (CCA) の結果。

Area: 集水域面積, Depth: 水深, PFS: 河床の細粒堆積物の被度, rPAR_sum: 相対光量子束密度 (夏季), rPAR_win: 相対光量子束密度 (冬季), PB: 付着藻類量

よって特徴付けられた。このうち、ヒメノギカワゲラ、マダラカゲロウ属、エルモンヒラタカゲロウ、ヨシノコカゲロウは、付着藻類を摂食する刈取食者であり、これらが指標種として抽出されたことは、2次谷で付着藻類量が多い傾向であったことに一致していた。一方、トゲマダラカゲロウ属、ナガカワゲラ、セスジミドリカワゲラ属、ヒメミドリカワゲラ属、ナガレトビケラ属は、捕食者である。2次谷では、1次谷よりも底生動物の個体数密度が有意に高かったことから (Two-way ANOVA, $P < 0.05$)、捕食者にとっての餌資源が2次谷では豊富であるために、このような捕食者が多く指標種として抽出されたと考えられる。

以上のことから、防鹿柵設置4年後において1次谷では、シカによる下層植生の消失に伴う河床の細粒化によって、底生動物群集の構造が柵内外で異なり、対照集水域では群集の多様性が低下していることがわかった。一方で2次谷では、柵内外で底生動物群集にこのような違いはまだ見られなかった。これらは、シカによる林床の裸地化と、河川サイズに応じて異なる水流の物理性とが関連して、河床構造や底生動物群集構造に影響を及ぼすことを示唆している。今後、シカによる下層植生の過採食が河川生態系に及ぼす影響を包括的に理解するためには、林床の裸地化の評価だけではなく、空間的な河川の物理特性の評価が重要であると考えられる。

VII. まとめ

芦生研究林において防鹿柵を設置したことで、シカの過採食によって衰退した森林下層植生が大幅に変化し、出現種数、多様性とも劇的な改善が見られた。埋土種子相の調査から、防鹿柵内では回復した草本や木本の種子が順調に供給され続け、さらなる植生回復に貢献するも

のと考えられた。それに対して、対照集水域では草本や低木種といったシカに採食されやすい生活型を持った種の種子がほとんど見られず、将来的な回復の可能性が失われていることが示された。前報では、植物群集の変化パターンが谷部と尾根部で大きく異なっており、防鹿柵設置に対する植生の応答は、森林内の空間的な異質性を考慮する必要性を指摘した (福島ほか 2011)。そこで、防鹿柵内外の集水域内で下層植生の被度の空間分布を種ごとに推定したところ、シカ嗜好性種は防鹿柵内に集中的に分布し、逆に不嗜好性種は対照集水域内に多く分布した。本研究で得られた空間分布推定モデルをもとに下層植生のバイオマスおよび窒素吸収量を両集水域で推定したところ、防鹿柵集水域の方がバイオマスで 120 kg ha^{-1} 、窒素吸収量で 2.2 kgN ha^{-1} 多かった。森林生態系外への窒素流出量は、防鹿柵集水域の方が 2.5 kgN ha^{-1} 少なく、下層植生の窒素保持が生態系の窒素流出を抑制する機能を有するものと考えられた。また、窒素保持機能は土壌中の窒素現存量の減少を介して、降雨出水時に伴う NO_3^- 流出も抑制することも示された。すなわち、下層植生の成長する時期には平水時でも降雨出水時でも、植生による窒素吸収が NO_3^- 流出を抑制しており、シカによる下層植生の衰退が溪流の NO_3^- 濃度や流出量に多大な影響を及ぼすことが分かった。降雨出水時には、 NO_3^- と同じく SS も多量に流出するが、下層植生の衰退によって SS の流出が増大するのは台風のような降雨強度の高い (200 mm 以上) 出水イベントの時に限定されることが示された。このような下層植生の衰退した対照集水域における土砂を含む SS の流出は、溪流の河床構造の細粒化を招き、底生動物群集の多様性の低下につながることが示唆された。ただし、底生動物群集へのインパクトは、1次谷溪流においてみられ、2次谷には見られなかつ

た。しかしながら、1次谷溪流の河床構造の変化は、時間とともに2次谷溪流へと拡大していく可能性があり、今後、2次谷あるいはさらに下流において底生動物群集構造の変化を招く恐れがある。これは、底生動物にとどまらず、これらを資源とする魚類にも影響を与える可能性があり、さらなる調査を行う必要がある。

本研究によってシカによる下層植生の過採食の影響が、地上部植生の多様性にとどまらず、埋土種子相や、物質循環、渓流水質、底生動物群集にまで波及していることが明らかとなった。このことから、シカ個体数(あるいは密度)の適正管理に向けた方針を現在の地上部植生の多様性のみからの評価だけではなく、土壌・溪流・動物群集といった生物-非生物間相互作用系も組み込んだ生態系機能の包括的な評価をしていく必要があるといえる。そのためには、本研究結果を踏まえ、さらにシカ個体数や採食圧との関係から定量的に検討していかなければならない。また、下層植生の衰退およびそれによる生態系機能への影響がさらに拡大するか、収束するかといった時空間的な情報を把握し、シカから森林生態系機能を保全するための有効な時空間スケールを検討する必要がある。今後も継続的に調査を行い、基礎的な知見を収集しながらこれらの課題に取り組む予定である。

ABCプロジェクトでは、ウェブサイトを作成し、本調査地を舞台に取り組んでいる研究内容や様々な情報を公開している(<http://www.forestbiology.kais.kyoto-u.ac.jp/abc/>)。その中で、研究成果を分かりやすく紹介したパンフレットも作成し、pdf形式で公開している(http://www.forestbiology.kais.kyoto-u.ac.jp/abc/ABC_pamph.pdf)。是非とも参考にしていただきたい。

謝辞

本研究を行うにあたり、野外調査や柵の維持管理に

は、京都大学大学院農学研究科をはじめ、兵庫県立大学、秋田県立大学の学生の皆様、京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林の技術職員の方々および研究林林長・長谷川尚史准教授に多大なご協力をいただきました。また、京都大学の渡辺弘之名誉教授、同フィールド科学教育研究センターの吉岡崇仁教授、岐阜大学応用生物科学部の安藤正規助教には、研究結果をまとめる際に大変有意義なコメントを頂きました。(財)自然保護助成基金によるPro Natura Fundからは経済的な支援をして頂きました。ここに記して、深く御礼申し上げます。

文献

- 相川高信・館野隆之輔・武田博清 2002. 冷温帯落葉広葉樹林における高木・亜高木種の開葉・落葉フェノロジーの斜面位置による違い. 森林研究 74: 21-33.
- 安藤 信・登尾久嗣・窪田順平・川那辺三郎 1989. 芦生演習林の気象観測資料の解析 (I) - 事務所構内と長治谷の観測所の比較解析を中心に -. 京大演報 61: 25-45.
- Asano, Y., Uchida, T. and Ohte, N. 2003. Hydrologic and geochemical influences on the dissolved silica concentration in natural water in a steep headwater catchment. *Geochim Cosmochim Acta* 67: 1973-1989.
- Bardgett, R. D. and Wardle, D. A. 2010. *Aboveground-Belowground Linkages*. Oxford Univ Press, New York. 301p.
- Church, M. 2002. Geomorphic thresholds in riverine landscape. *Freshwater Biol* 47: 541-557.
- Cirmo, C. P. and McDonnell, J. J. 1997. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *J Hydrol* 199: 88-120.
- Cote, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J.-P., Dussault, C. and Waller, D. M. 2004. Ecological impact of deer overabundance. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35: 113-147.
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P. and Lowrance, R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 46: 261-277.
- Frazer, G.W., Canham, C. D. and Lertzman, K. P. 1999. Gap light analyzer (GLA) imaging software to extract

- canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs: User manual and program documentation, v. 2.0. Simon Fraser University / Institute of Ecosystem Studies, Burnaby, Canada/ Millbrook, NY.
- 藤井伸二 2007. 滋賀県西部におけるカツラカワアザミ (キク科) へのニホンジカの食害状況. 保全生態学研究 12: 66-71.
- 藤木大介・高柳 敦 2008. 京都大学芦生研究林においてニホンジカ (*Cervus nippon*) が森林生態系に及ぼしている影響の研究 - その成果と課題について. 森林研究 77: 95-108.
- Fujiki, D., Kishimoto, Y. and Sakata, H. 2010. Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. J. For. Res. 15: 140-144.
- 福田淳子・高柳 敦 2008. 京都府の多雪地におけるニホンジカ *Cervus nippon* Temminck によるハイイヌガヤ *Cephalotaxus harringtonia* var. *nana* の採食にみられる積雪の影響. 森林研究 77: 5-11.
- Fukushima, K. 2009. Process and mechanism of change in nitrogen cycling during a forest development after clear-cut in Japanese cedar plantations. Dissertation, Kyoto Univ.
- 福島慶太郎 2010a. 大面積シカ排除柵から見えるシカと森林生態系の複雑な関係. FSERC News No.20: 2, 京都大学フィールド科学教育研究センター.
- 福島慶太郎 2010b. シカによって改変される森林の生態系機能 - 京都・芦生における大規模シカ柵実験から. Pro Natura ニュース (財団法人自然保護助成基金) no.20: 6.
- 福島慶太郎 2012. 窒素の循環. 森林立地学会編「森林のバランス - 植物と土壌の相互作用」東海大学出版会: 227-235.
- 福島慶太郎・徳地直子 2008. シカの食害が森林生態系の物質循環に与える影響: 渓流水質の予備調査から. 森林研究 77: 77-87.
- 福島慶太郎・井上みずき・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・境優・齊藤星耕・中島 皇・高柳 敦 2011. ニホンジカによる過採食が芦生の冷温帯天然林の生物多様性と生態系機能に及ぼす影響の解明. プロ・ナトゥーラ・ファンド第20期助成成果報告書: 183-201.
- 古澤仁美・宮西裕美・金子真司・日野輝明 2003. シカの採食によって林床植生の劣化した針広混交林でのリターおよび土壌の移動. 日林誌 85: 318-325.
- Furusawa, H., Hino, T., Kaneko, S. and Araki, M. 2005. Effects of dwarf bamboo (*Sasa nipponica*) and deer (*Cervus nippon centralis*) on the chemical properties of soil and microbial biomass in a forest at Ohdaigahara, central Japan. Bull FFRPI 4: 157-165.
- Furusawa, H., Hino, T., Kaneko, S. and Araki, M. 2011. The effect of understory grazing by deer on aboveground N input to soil and soil N mineralization in a forest on Mt. Ohdaigahara in Japan. 森林立地 53: 1-8.
- Gilliam, F. S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. BioScience 57: 845-858.
- Goodale, C. L. Thomas, S. A. Fredriksen, G. Elliott, E. M. Flinn, K. M. Butler, T. J and Walter, M. T. 2009. Unusual seasonal patterns and inferred processes of nitrogen retention in forested headwaters of the Upper Susquehanna River. Biogeochemistry 93: 197-218.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature 242: 344-347.
- Grost, R. T. Hubert, W. A and Wesche, T. A. 1991. Field comparison of three devices used to sample substrate in small streams. N Am J Fish Manage 11: 347-351.
- Harrison, K.A and Bardgett, R. D. 2004. Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest. Soil Biol Biochem 36: 115-126.
- Hewlett, J. D and Hibbert, A. R. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: Sopper WE, Lull HW (ed.) Forest Hydrology, Pergamon Press, New York. :275-290.
- 平岡真合乃・恩田裕一・加藤弘亮・水垣 滋・五味高志・南光一樹 2010. ヒノキ人工林における浸透能に対する下層植生の影響. 日林誌 92: 145-150.
- 井上みずき・合田 緑・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・高柳 敦・藤崎憲治. 2008. 「ニホンジカの森林生態系へのインパクト - 芦生研究林」企画趣旨. 森林研究 77: 1-4.
- Ito, H and Hino, T. 2007. Dwarf bamboo as an ecological filter for forest regeneration. Ecol Res 22: 706-711.
- 梶 光一・宮木雅美・宇野裕之 2006. 「エゾシカの保全

- と管理」北海道大学出版会．266p.
- Kato, M. and Okuyama, Y. 2004. Changes in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. *Contributions from Biological Laboratory, Kyoto Univ* 29: 433-444.
- 川合禎次・谷田一三 2005. 日本産水生昆虫 科・属・種への検索．東海大学出版会．1320p.
- Kawasaki, M., Ohte, N. and Katsuyama, M. 2005. Biogeochemical and hydrological controls on carbon export from a forested catchment in central Japan. *Ecol Res* 20: 347-358.
- 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. *J For Res* 14: 342-348.
- Kumar, S., Takeda, A. and Shibata, E. 2006. Effects of 13-year fencing on browsing by sika deer on seedlings on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *J For Res* 11: 337-342.
- 京都大学フィールド科学教育研究センター 2007. 芦生研究林観測所．第14回演習林気象報：17-23.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 2011. PC-OORD: Multivariate analysis of ecological data Version 6. MjM software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McGraw JB, Furedi MA. 2005. Deer browsing and population viability of a forest understory plant. *Science* 307: 920-922.
- Merritt, R.W., Cummins, K. W. and Berg, M.B. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. 4th edn. Kendall/Hunt Publ Comp, Iowa.
- 宮田秀介・恩田裕一・五味高志・水垣 滋・浅井宏紀・平野智章・福山泰治郎・小杉賢一朗・Sidle RC・寺嶋智巳・平松晋也．2009. 森林斜面におけるホートン型表面流の発生に影響を与える要因：地質および降雨特性の異なる3サイトにおける観測結果の解析．*日林誌* 91: 398-407.
- Murata, I., Saruki, S., Kubota, K., Inoue, S., Tashiro, N. and Enoki, T. 2009. Effects of sika deer (*Cervus nippon*) and dwarf bamboo (*Sasamorpha borealis*) on seedling emergence and survival in cool-temperate mixed forests in the Kyushu Mountains. *J For Res* 14: 296-301.
- Niwa, S., Mariani, L., Kaneko, N., Okada, H. and Sakamoto, K. 2011. Early-stage impacts of sika deer on structure and function of the soil microbial food webs in a temperate forest: A large-scale experiment. *For Ecol Manage* 261: 391-399.
- Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H. and Nakashizuka, T. 2003. The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecol* 164: 263-276.
- Oda, T., Ohte, N. and Suzuki, M. 2011. Importance of frequent storm flow data for evaluating changes in stream water chemistry following clear-cutting in Japanese headwater catchments. *For Ecol Manage* 262: 1305-1317.
- Ohte, N., Tokuchi, N. and Fujimoto, M. 2010. Seasonal patterns of nitrate discharge from forested catchments: Information derived from Japanese case studies. *Geography Compass* 4: 1358-1376.
- Olofsson, J. 2006. Short- and long-term effects of changes in reindeer grazing pressure on tundra heath vegetation. *J Ecol* 94: 431-440.
- Onda, Y. and Yukawa, N. 1994. The influence of understories and litter layer on the infiltration of forested hillslope. In: Ohta T (ed). *Proceedings of international symposium on forest hydrology*. Univ Tokyo, Japan, pp 107-114.
- Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R. J., McInnes, P. F. and Cohen, Y. 1993. Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 73: 467-480.
- Porra, R.J., Thompson, W. A. and Kriedemann, P. E. 1989. Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents; verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochimica et Biophysica* 975: 384-394.
- R Development Core Team. 2011. R version 2.13.1: A language and environment for statistical computing.
- Rabeni, C. F., Doicy, K. E. and Zweig, L. D. 2005. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquat Sci* 67: 395-402.
- Randall JA, Walters MB. 2011. Deer density effects on vegetation in aspen forest understories over site productivity and stand age gradients. *For Ecol Manage*

- 261: 408-415.
- Ritchie, M. E., Tilman, D. and Knops, J. M. H. 1998. Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. *Ecology* 79: 165-177.
- Rooney, T. P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.
- Saitoh, S., Mizuta, H., Hishi, T., Tsukamoto, J., Kaneko, N. and Takeda, H. 2008. Impacts of deer overabundance on soil macro-invertebrates in a cool temperate forest in Japan: a long-term study. *森林研究* 77: 63-75.
- 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・高柳 敦 2008. 芦生上谷流域の植物多様性と群集構造 - トランセクトネットワークによる植物群集と希少植物の検出 -. *森林研究* 77: 43-61.
- 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳 敦 2012. ニホンジカが多雪地域の樹木個体群の更新過程・種多様性に及ぼす影響. *森林研究* 78: 57-69.
- Sakai, M., Natuhara, Y., Imanishi, A., Imai, K. and Kato, M. 2012. Indirect effects of excessive deer browsing through understory vegetation on stream insect assemblages. *Popul Ecol* 54: 65-74.
- Seeger, M., Errea, M. P., Begueria, S., Arnaez, J., Marti, C. and Garcia-Ruiz, J. M. 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrenees. *J Hydrol* 288: 299-311.
- 四手井綱英・堤 利夫・木村隆臣 1958. 京都大学芦生演習林の土壌調査報告 (第1報). 京都大学演習林報告 27: 1-18.
- 篠宮佳樹・山田 毅・吉永秀一郎 2007. 四万十川源流部の森林流域における降雨イベント時の渓流水質変動とL-Q法への適合度. *森林立地* 49: 133-144.
- Simon, R., Mitja, B. and Matjaz, M. 2008. Flushing of nitrate from a forested watershed: An insight into hydrological nitrate mobilization mechanisms through seasonal high-frequency stream nitrate dynamics. *J Hydrol* 354: 187-202.
- Stoddard, J. L. 1994. Long-term changes in watershed retention of nitrogen. In: Baker LA (ed) *Environmental chemistry of lakes and reservoirs, advances in chemistry series*, vol 237. Am Chem Soc, Washington: 223-284.
- Suzuki, M., Miyashita, T., Kabaya, H., Ochiai, K., Asada, M. and Tange, T. 2008. Deer density affects ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on the Boso Peninsula, Japan. *Ecol Res* 23: 151-158.
- Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biol Conserv* 142: 1922-1929.
- Takatsuki, S. and Gorai, T. 1994. Effects of sika-deer on the regeneration of a *Fagus-cenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecol Res* 9: 115-120.
- Takatsuki, S. and Ito, T. Y. 2009. Plants and plant community on Kinkazan Island, Northern Japan, in relation to sika deer herbivory. In: McCullough et al. (ed.) *Sika Deer*. Springer: 125-143.
- 田村 淳 2010. ニホンジカの採食圧を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除後10年間の下層植生の変化. *森林立地* 49: 103-110.
- 田中由紀・高槻成紀・高柳 敦 2008. 芦生研究林におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食によるチマキザサ (*Sasa palmate*) 群落の衰退について. *森林研究* 77: 13-23.
- Thompson, K. 1992. The functional ecology of seed banks. *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*: 231-258.
- Tsujino, R. and Yumoto, T. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecol Res* 19: 291-300.
- 上田晋之助・安藤 信・神崎康一 1993. 京都大学芦生演習林の土壌調査報告 (第2報) - 土壌型と粒形組成, 理化学的性質について -. 京都大学演習林報告 65: 94-112.
- Vitousek, P. M. and Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.
- Yasuda, S. and Nagamasu, H. 1995. Flora of Ashiu, Japan. *Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto Univ* 28: 367-486.
- 湯本貴和・松田裕之 2006. 「世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学」文一総合出版. 212p.

Process and mechanism of ecosystem restoration 5 years after installing a watershed-level deer-excluding fence in cool-temperate natural forest in Ashiu, central Japan

Keitaro Fukushima, Mizuki Inoue, Masaru Sakai, Shota Sakaguchi, Yuka Iwai, Tomoyuki Hashimoto, Misato Honda, Yuzu Sakata, Daisuke Fujiki, Masamichi Yamasaki, Tadashi Nakashima and Atsushi Takayanagi

The effects of deer overbrowsing on understory vegetation and ecosystem function were examined using deer-excluded fence established around a 13 ha watershed in cool-temperate forest in Ashiu, Japan, in comparing to its adjacent 19 ha control watershed. The seed banks of herbaceous and shrub species were substantially larger at the soils in the fenced watershed than in the control watershed. It suggests that the resilience of these species against deer grazing has been lost year by year in the unprotected watersheds. The spatial distribution of understory vegetation coverage within the each watershed was successfully estimated by the GLM model, and calculated biomass and nitrogen retention by understories were 120 kg ha⁻¹ and 2.2 kgN ha⁻¹ higher, respectively, in the fenced watershed than in the control. Nitrate-nitrogen loss was 2.5 kgN ha⁻¹ lower in the fenced, indicating that understory vegetation surprisingly contributes to prevent hydrological nitrogen loss by its uptake and retention of nitrogen. The changes in streamwater chemistry during rainfall event also supported that understory vegetation also controls nitrogen loss even at the high flow condition. When total precipitation exceeded 200 mm during an event, the concentration of suspended sediment (SS) was much higher in the control watershed than in the fenced, which may be caused by the acceleration of soil erosion at the slope with less understory vegetation. Results of investigations of stream substrates and aquatic invertebrates elucidated that higher supply of SS made stream beds more fine and sandy, which can alter macroinvertebrate community structures in the first order streams within the unprotected control watershed. Our results revealed that deer overbrowsing impacts not only structure and biodiversity of understory vegetation, but also nutrient cycling, hydrological transport of nutrients and sediments, and food web structure driven by stream invertebrates, all of which are closely linked to forest ecosystem functions.

オガサワラオオコウモリの生息状況と 海洋島生態系での役割の解明

海洋島オオコウモリ生態研究会

上田恵介¹・杉田典正¹・栄村奈緒子²・鈴木 創³

オオコウモリは、海洋島生態系において種子散布者や花粉媒介者として重要である。西太平洋の海洋島では、20 mm を超える種子を散布可能なハト類が絶滅か絶滅に近い状況であり、そのような島では唯一オオコウモリがタコノキ属などの大型種子(30-70 mm)を長距離散布できる。小笠原諸島も同様で、在来ハト2種は絶滅と減少状態であり、オガサワラオオコウモリが約150頭(父島)残存する。一方、移入種のクマネズミは、在来の動植物を食害することで生態系へ影響を及ぼしている。オオコウモリとタコノキの食害方法では種子が無傷だが、ネズミでは種子が死亡する。オオコウモリとタコノキの関係とクマネズミによる影響を明らかにするために、タコノキの結実数と食害率調べた。オオコウモリが効果的な種子散布者かどうか調べるために、暗視ビデオによる観察を行った。タコノキの30.2-70.4%が何らかのネズミ食痕を付けていた。オオコウモリは、単独で餌場に飛来し、果実を餌場の真下に落下させた。大型種子を効果的に散布できていない可能性がある。ネズミの食害による資源量の減少とオオコウモリの個体数の減少や食性の変化などが要因として考えられた。

1. はじめに

島が形成されてから、一度も大陸に繋がらなかった海洋島は、移住と定着の困難さから動植物の種数が大陸に比べて限定される。例えば、大陸島のボルネオ島では種子散布と花粉媒介に従事する鳥類と哺乳類が、それぞれ約156種と80種生息するが(Myers 2009, Payne et al. 1985)、海洋島のサモア諸島では鳥類15種とオオコウモリ2種(Brooke 2001, Pratt et al. 1987)、トンガ諸島では鳥類14種とオオコウモリ1種しか生息しない(Meehan et al. 2002)。西太平洋の海洋島に生息する哺乳類は、移動能力の高いオオコウモリ類のみである。オオコウモリ類は、オオコウモリ属56種の内、87%が島嶼地域に生息する(Rainey & Pierson 1992)。

西太平洋の海洋島において、小型鳥類が口に

入れることのできない大きさの果実を散布できる在来動物は、ハト類とオオコウモリ類のみである(McConkey and Drake 2006, Rainey et al. 1995)。太平洋の海洋島では、様々な大きさのハトが生息していたが、現在では絶滅するか、または大幅に個体数を減らしている(McConkey and Drake 2006, Meehan et al. 2002, Rainey et al. 1995)。例えば、トンガでは、長径40-50 mmの果実を散布する大型ハトはすでに絶滅し、現存のハトでは長径28 mmの果実までしか散布できない。よって約28 mmより大型の果実がハトに散布される機会は消失している(Meehan et al. 2002)。一方、トンガオオコウモリ *Pteropus tonganus* は、果実を口と後肢で保持して飛行することで、30-70 mmの果実を運ぶことができる(McConkey et al. 2002, McConkey

1: 立教大学理学部動物生態学研究室 2: 立教大学大学院理学研究科 3: 小笠原自然文化研究所
2012.1.27 受付, 2013.10.21 公開

and Drake 2006). それゆえハトが絶滅または減少した島では、オオコウモリは種子散布者として海洋島の生態系に重要な役割を果たしていると考えられている (Cox et al. 1991, Rainey et al. 1995, McConkey and Drake 2006).

このオオコウモリの役割を考えると、太平洋の島でオオコウモリ個体群が減少した場合、大型種子の散布が滞ってしまうことが指摘されている (Rainey et al. 1995). McConkey and Drake (2006) は、トンガオオコウモリの個体群密度が異なる島々を比較した研究で、オオコウモリが効果的な種子散布をしなくなる個体群密度の閾値があることを発見した。個体数の指標の閾値より値が高い場合、個体数の指標と遠く (>5 m) に運ばれた種子の割合は正の相関を示したのに対し、閾値より値が低い場合は、種子はほとんど散布されなかった。餌場において、オオコウモリは採餌テリトリーを形成するので、果実をめぐる争いが長距離種子散布の機会を上げると示唆されている。

東京の南約 1000 km に位置する小笠原諸島は (図 1)、大型種子の散布状況に関して、西太平洋の他の島々と似た状況にある。例えば、在来ハト 2 種は、絶滅 (オガサワラカラスバ



図2 オガサワラオオコウモリ.

ト *Columba versicolor*) と大幅に減少 (アカガシラカラスバト *Columba janthina nitens*) し (梶田 2002, 松田・金井 2002), オガサワラオオコウモリ *Pteropus pselaphon* が唯一の在来哺乳類として残存している (図 2). また、小笠原諸島には、オガサワラオオコウモリやハト類のみが長距離運搬可能な大型種子をつける固有植物が数種類生育する。例えばタコノキ *Pandanus boninensis* の果実は、長さが約 7 cm, ムニンノキ *Planchonella boninensis* は約 5 cm, ヤロード *Neisosperma nakaianum* は約 2 cm である (豊田 1981). これらの植物の果実はオガサワラオオコウモリに被食される (Inaba et al. 2005). トンガの例のように、オガサワラオオコウモリの個体数減少は、これらの固有植物の種子散布効率に影響をもたらすと考えられる。

さらに小笠原諸島では、外来種、特にクマネズミ *Rattus rattus* が引き起こす生態系の改変という問題が存在する。事実、クマネズミによる動植物への様々な影響が報告されている。例えば東島では、クマネズミにより繁殖中のアナドリ *Bulweria bulwerii* やオーストンウミツバメ *Oceanodroma tristrami* が捕食されている (堀越ら 2009). また、タコノキなど 30 種以上の在来・固有植物の種子や枝が食害されている (Abe 2007, 加藤 2002, 延島 2003, 橋本 2009, Yamashita

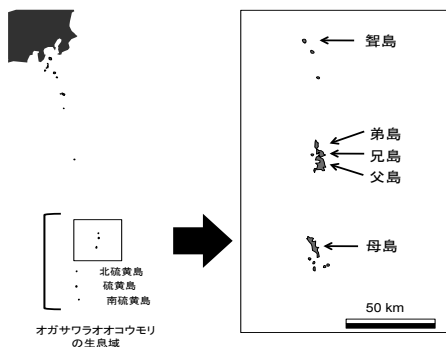


図1 小笠原諸島の位置とオガサワラオオコウモリの生息域.

et al. 2003, 渡邊ほか 2003). そのため世界遺産登録に関連する自然再生事業において、複数の島で根絶を目的にクマネズミの駆除が行われている(橋本 2009, 2011). 父島列島の東島と西島, 兄島, 弟島において, 殺鼠剤の散布が実行され, 西島では駆除が成功している(橋本 2009). クマネズミはオガサワラオオコウモリが摂食する植物を食害するにも関わらず, クマネズミのオオコウモリへの直接的及び間接的な影響に関してほとんど調べられてこなかった.

本研究では, 在来動物と植物の相互作用とクマネズミが島在来生物に与える影響について調べるために, オオコウモリとネズミが餌として利用するタコノキに注目した. タコノキは, 約 60-70 個の果実から構成される集合果をつける(図 3). 果実の大きさは約 7-8 cm で, 複数の種子が厚い繊維質の果皮に包まれている(豊田 1983). オガサワラオオコウモリは, 集合果から熟したタコノキ果実をひとつずつ引きはがし, 繊維質の内果皮を齧り果皮部分のみを嚼り, 果汁だけ飲み込み繊維部分をペリットとしてはき出すので, オオコウモリの摂食により種子は傷つかない. 一方, クマネズミは, タコノキの集合果を外果皮から削り, 種子を抜き取り, 発芽能力を失わせる(図 4). タコノキの固い果皮に守られている種子の長距離散布が可能な在



図3 タコノキ. 長径約 30 cm の集合果を付ける. 赤く熟した果実がオガサワラオオコウモリに被食される.



図4 ネズミによるタコノキの食害.

(a) ネズミが外果皮を削り種子が抜き出された果実. (b) 外果皮を削られているが種子まで達していないネズミの食痕. (c) 熟して外れやすくなった果実を取り出して柔らかい内果皮を食べた食痕. オオコウモリと同じ部位を食べているが, オオコウモリの食痕に特有のペリットが見られない.

来動物は, 現在ではオガサワラオオコウモリしか考えられない. 外来ネズミの存在は在来生物同士のオガサワラオオコウモリとタコノキに本来あるべき生物間相互作用を崩している可能性がある.

本研究の目的は, 小笠原の海洋島生態系において, オガサワラオオコウモリの種子散布者としての役割を在来固有植物のタコノキを通じて査定することである. 調査地は, クマネズミ密度の高い父島と母島及びクマネズミ根絶事業が実行されている兄島と弟島を設定する. まず, 調査島のオオコウモリの生息状況を調査する. 次に, クマネズミのタコノキへの食害の強さを調べるために, タコノキに残されたネズミの食

痕とタコノキ果実へ訪問する動物を調査する。最後に、オオコウモリは、大型種子をつけるタコノキの効果的な種子散布者（5 m より遠くに散布する）であるという仮説を検証する。オオコウモリが餌場に多いとき、果実をめぐり争うので安全な場所に果実を運ぶ。よって、オオコウモリ個体数が餌場（タコノキ）に多いとき、種子が遠くまで運ばれる割合が高まるかどうかを検証する。

II. 調査地と対象種

1. 調査地

小笠原諸島は、東京の南約 1000 km に位置する海洋島の島々で、北から賀島列島、父島列島、母島列島、火山列島を有する（図 1）。本研究は、父島列島の父島、弟島、兄島及び母島列島の母島を調査地に設定した。各島の面積は、父島が 23.8 km²、弟島が 5.3 km²、兄島が 7.9 km²、母島が 20.0 km² である。第 2 次世界大戦以前、兄島以外の島では耕作可能な場所は、ほとんど畑になっていた（Shimizu 2003）。現在、旧耕作地のほとんどは、ヒメツバキが優占する 2 次林である。兄島は、過去にほとんど人が定住しておらず、他の島に比べて自然度が高い（Shimizu 2003）。現在、各島では、ヤギやネズミなどの外来種の駆除が行われており（常田・滝口 2011, 橋本 2011）、兄島と弟島では、毒餌散布によるクマネズミの駆除が実行されている（橋本 2011）。

2. オガサワラオオコウモリ

オガサワラオオコウモリは、小笠原諸島の唯一の固有哺乳類で、国の天然記念物、IUCN の絶滅危惧種（CR）に指定されている（Ishii and Maeda 2011）。本種の分布と推定個体数は、父島に約 150 頭（鈴木・稲葉 2010）、母島に 10 数頭（小笠原自然文化研究所 2003）、北硫黄島に数十頭（鈴木ほか 2009）、硫黄島に数頭（東

京都環境局 2009）、南硫黄島に百頭以上（鈴木ほか 2008）である。その他に賀島で飛行中のオオコウモリが目撃されたことがある（原田 2010）。兄島と弟島でのオガサワラオオコウモリの観察記録はなく、兄島でオオコウモリのもつと見られる古い食痕の記録のみである（阿部ほか 1995）。本種は、19 科 56 種の植物の摂食が知られているが、現在では外来・栽培植物に食性が偏っていると示唆されている（Inaba et al. 2005）。農園を餌場に利用するので、農家との軋轢が問題になっている（稲葉ほか 2002, 鈴木・稲葉 2010）。本種のねぐらは、夏季と冬季で様式が異なり、夏季は島中に分散して単独でねぐらをもつが、冬季は島の特定の地域に集団化する。この集団ねぐらでは、交尾が頻繁に観察される（Sugita et al. 2009）。近年父島で急激に個体数が減少したことがあり、絶滅が心配された（稲葉ほか 2002）。母島では 1968 年頃に多数のオオコウモリが観察されているが、現在ではほとんどオオコウモリは見られない（小笠原自然文化研究所 2003）。人間によって持ち込まれたネコ *Felis catus* に捕食されたようである（鈴木・稲葉 2010）。

3. タコノキ

小笠原諸島固有植物で、小笠原の植生を代表する植物である（図 3）。雌雄異株で、雌株に約 60-70 個の果実から構成される長径約 20-30 cm の集合果をつける。約 7 cm×4 cm の果実をつけ、厚い果皮に包まれた約 1-2 cm の種子が複数個含まれる。果実は熟すと緑色から黄赤色に変色する（佐竹ほか 1989）。熟した果実は、集合果から分離することができる。オガサワラオオコウモリに摂食される果実は、成熟果実のみである。ネズミによってタコノキが散布された例もあるが（Abe 2007）、多くは摂食が種子に及ぶため発芽能力が失われる。成熟までの時間は長く、果実が形成されてから 1 年をかけて

成熟するようである。秋から冬にかけて、成熟果実の数が増加するが（豊田 1983）、周年成熟果実が存在する。父島と母島には、タコノキの近縁種のビヨウタコノキ *Pandanus utilis* が栽培されている。

Ⅲ. 方法

1. 生息状況

調査地（父島、母島、兄島、弟島）のオガサワラオオコウモリの生息状況を確認するために、目視またはセンサーカメラによるオオコウモリの観察と食痕調査を行った。渡航の困難さを伴う島があるので、島ごとに調査方法を変えた。目視調査は、2011 年 3 月、6-7 月、9-10 月に父島（9 地点）と母島（10 地点）で行った（図 5）。各地点、日出前 1 時間と日没後 1 時間の間に視界内に入るオオコウモリを計数した。この時間帯は、オオコウモリがねぐらに戻る（日出前）時間とねぐらから飛び出す（日没後）時間である。集団ねぐら付近では飛び交うオオコウモリ数が多いので（Sugita et al. 2009）、ねぐら地域に隣接する自動車道路を餌場方向へ飛行した個体のみ計数した。ねぐら方向に飛行した個体は、餌場方向に飛行した頭数から差し引いた。

すべての調査地に暗視装置付きセンサーカメラ（Game Spy D-55 IR, Moultrie Feeders, Inc.）を設置した。2011 年 7 月 2 日から 10 月 22 日までの期間に、各島 2 台から 5 台のカメラを熟したタコノキ果実から 1-1.5m の距離に設置した。

2. タコノキの結実数とクマネズミの食痕数

タコノキの結実数を調べるために、調査地（父島、母島、兄島、弟島）の遊歩道と山道（合計 33.4 km）の左右 5 m 以内に生育するタコノキと集合果を計数した（図 5）。成熟果実と未成熟果実を区別して数えた。同じルート上で、タコノキに残されたクマネズミとオガサワラオオ

コウモリの食痕を数えた。オオコウモリの食痕は、果実に残された爪痕と歯形、特に繊維部分を捨てたペリットを落とすので容易に判断できる。クマネズミの食痕 3 種類あり、(i) 集合果の外果皮を削り種子を抜き出した食痕と、(ii) 果実を持ち去り内果皮の柔らかい部分を食べた食痕、(iii) 外果皮を浅く削った食痕があった（図 4）。種子を抜き出した食痕 (i) と種子が傷つけられていない食痕 (ii と iii) の 2 種類に統合した。集合果あたりの被害の程度を調べるために、ネズミに被食された集合果中の果実の割合を 3 つのカテゴリー (0-33 %, 34-67 %, 68-100 %) に分けた。

3. タコノキ果実訪問者

2011 年 7 月 2 日から 10 月 22 日までの間に、センサーカメラ（Game Spy D-55 IR, Moultrie Feeders, USA）を用いて、タコノキ果実を訪問する動物を記録した。19 個体のタコノキ、22 個のタコノキ集合果に延べ 545 撮影日間、センサーカメラを設置した。このセンサーカメラは、

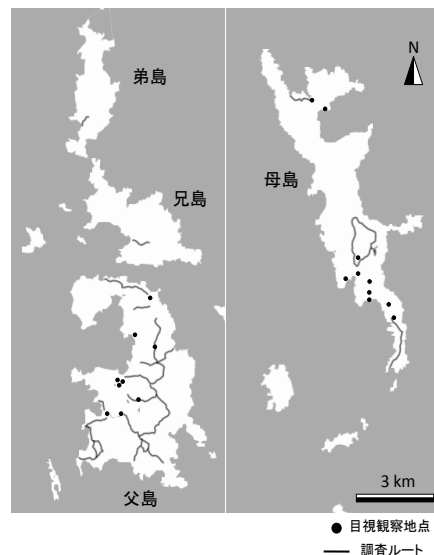


図5 オオコウモリの目視観察地点の位置とタコノキ調査のルート。

表 1 タコノキの本数とネズミによる食害率。

調査地	調査期間	距離 (km)	タコノキ本数	ネズミの食害を受けたタコノキ個体の割合	
				未成熟果実	成熟果実
父島	3月	11.8	1793	30.2% (n=473)	44.2% (n=147)
	6-7月	15.6	1390	70.4% (n=108)	33.3% (n=6)
	9-10月	11.0	692	61.0% (n=41)	55.6% (n=18)
兄島	6-7月	0.6	50	0% (n=5)	0% (n=1)
	9-10月	0.6	64	0% (n=8)	0% (n=3)
弟島	6-7月	0.5	86	0% (n=5)	ルート上になし
	9-10月	0.5	105	0% (n=5)	ルート上になし
母島	6-7月	8.6	1044	35.1% (n=77)	0% (n=1)
	9-10月	7.9	911	31.0% (n=13)	35.7% (n=14)

24 時間連続作動させ、訪問する動物の種数と回数を記録した。カメラは延べ 22 個のタコノキ果実に設置した。この内 2 個は、未成熟の緑色の果実である。

4. オオコウモリのタコノキ散布能力

オオコウモリはタコノキの効果的 (>5 m) な種子散布者であるという仮説を検証するために、暗視装置付きビデオカメラ (SR-12 または SR-X500, ソニー株式会社) を設置してオオコウモリの採餌行動を記録した。2011 年 9 月から 10 月にかけて、延べ 22 夜ビデオ観察を試みた。ビデオカメラを、熟したタコノキに 19 夜設置した。タコノキに飛来するオオコウモリが極めて少なかったので、熟したビヨウタコノキにも 3 夜、ビデオカメラを設置した。日没後約 30 分から 1 時間後から撮影を開始した。撮影は 1 夜あたり約 7 時間連続して行った。

IV. 結果

1. 生息状況

目視観察調査では、父島でのみオガサワラオオコウモリを観察することができた。父島の 9 観察地点の内、8 地点でオオコウモリを確認した。もっとも多くを観察できた地点では、1 時間に 178 頭のオオコウモリを記録した。父島では、オオコウモリの食痕が見つかった (シ

マゲワ *Morus australis*, モモタマナ *Terminalia catappa*, ビヨウタコノキ, アレカヤシ *Dyopsis lutescens* の果実, マニラヤシ *Veitchia merrillii* の葉)。父島に設置したセンサーカメラにオオコウモリは記録されていなかった。母島では、10 箇所の観察地点すべてでオオコウモリは観察できず、オオコウモリの食痕は見つからなかった。母島に設置したカメラにオオコウモリは記録されていなかった。兄島に設置したカメラに単独のオガサワラオオコウモリが 2 回記録されていた (2011 年 7 月 24 日午後 8 時 36 分に撮影)。弟島に設置したカメラにオオコウモリは記録されていなかった。兄島と弟島でオオコウモリの食痕は見つからなかった。

2. タコノキの結実

四島の調査ルート of 左右 5 m 以内に合計 4481 本のタコノキが存在した。調査期間は島によって様々だが、30.2 % から 70.4 % のタコノキ個体がネズミによる何らかの食害を受けていた (表 1)。クマネズミの根絶事業が行われている兄島と弟島では、タコノキ果実が存在するにもかかわらず、ルート上にネズミの食痕はなかった (表 1)。ただし、弟島ではルート外にネズミの食痕を発見した。集合果中のネズミの食害を受けた果実の割合は、調査時期と島によって様々であった (表 2)。父島と母島ともに、

表1 タコノキ集合果の食害率。兄島と弟島は、調査ルート上にネズミの食痕がなかったのを除いた（ただし弟島ではルート外にネズミの食痕があった）。

調査地	タコノキ1本あたりの集合果数 (平均±SD)	成熟か未成熟 (n)	種子抜き出し				種子抜き出さず			
			A*	B*	C*	無傷	A*	B*	C*	無傷
父島	3.8 ± 2.5	成熟 (23)	3.7%	3.7%	11.1%	66.7%	0%	0%	7.4%	7.4%
	2.9 ± 2.2	未成熟 (340)	7.4%	27.1%	11.5%	45.0%	0%	0%	6.5%	2.6%
	3.5 ± 3.1	成熟 (57)	0%	19.3%	24.6%	49.1%	7.0%	0%	0%	0%
	4.0 ± 3.2	未成熟 (166)	13.3%	16.3%	3.6%	47.9%	1.2%	5.4%	5.4%	7.2%
母島		成熟 (11)	-	-	-	-	-	-	-	-
	3.3 ± 2.4	未成熟 (258)	3.5%	6.6%	15.5%	70.2%	0.4%	0%	0.4%	3.5%
	3.4 ± 1.8	成熟 (39)	7.7%	0%	10.3%	79.5%	2.6%	0%	0%	0%
	2.7 ± 3.1	未成熟 (143)	10.5%	7.0%	16.8%	62.2%	0%	0%	1.4%	2.1%

A=集合果あたり68-100%の被食、B=34-67%、C=0-33%

種子を抜き出す方法より種子を抜き出さない方法で食害を受けた割合が高かった（表2）。

3. タコノキ果実訪問者

センサーカメラには合計 23029 枚の画像と映像が記録されたが、カメラの位置のずれ、レンズへの水滴の付着などの撮影に失敗した画像を除くと、20979 枚の有効な画像が記録された。撮影枚数は、カメラ 1 台あたり平均 999 枚（範囲：1-7966 枚）であった。主にクマネズミとオガサワラヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis squameiceps* やメジロ *Zosterops japonicus* といった鳥類が記録されていた（図6）。クマネズミは7台（父島6台，母島1台）のカメラに記録されていた。メジロは6台（父島5台，兄島1台），ヒヨドリは2台（父島），オオコウモリ（兄島）とメグロ *Apalopteron familiare*（母島）はそれぞれ1台のカメラに記録されていた。記録画像の枚数は、動物種によって様々であった（図7）。他に昆虫類及び爬虫類も記録されていた。

4. オオコウモリの種子散布能力

オオコウモリの餌場における採餌行動のビデオ観察は、延べ22夜154時間41分間行われた。この期間中に餌場に現れたオオコウモリを2011年9月11日23時39分と9月12日18時43分の2回撮影することができ、滞在時間はそれぞれ11分と66分であった。タコノキ果実

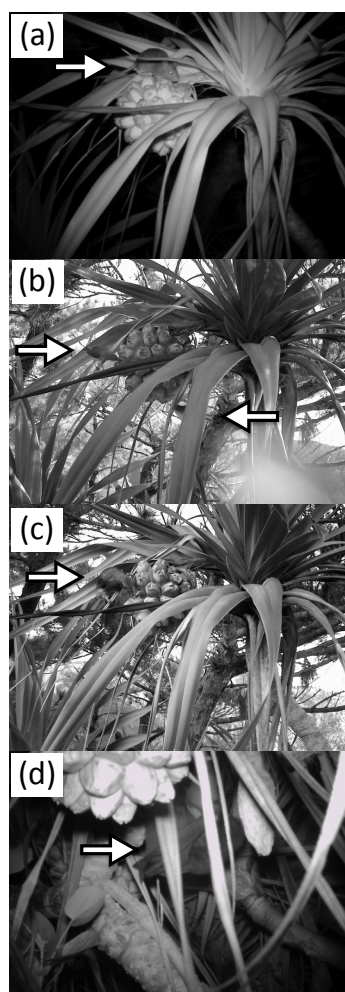


図6 センサーカメラが撮影した画像の一部。

(a) クマネズミ，(b) メジロ，(c) ヒヨドリ，(d) オガサワラオオコウモリ。

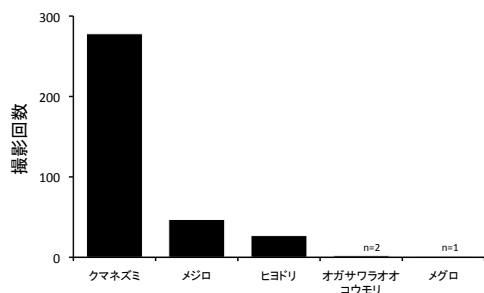


図7 センサーカメラに記録された動物種ごとの撮影回数.

を摂食するオオコウモリを撮影できたのは1回のみであった. 他の1回はビヨウタコノキで記録されていた. 同時に複数頭のオオコウモリが同時に記録された映像はなく, 単独のオオコウモリの飛来のみ記録されていた. オオコウモリは果実を餌場の真下に落下させた.

V. 考察

1. 生息状況

父島に設置した観察地点のほとんどで, オオコウモリを観察することができた. 一方で, 父島に隣接する兄島と弟島は, 渡航と野営の困難さからオオコウモリ調査はほとんどされてこなかったが, 本研究によりオガサワラオオコウモリが兄島を利用している確実な証拠が得られた. 僅かに2枚(15秒の動画と静止画)のみの撮影であり, 撮影直後の食痕調査も不可能だったので, この個体がタコノキで何をしていたのかははっきりしない. しかし, 撮影していたタコノキ果実は, 成熟果実であったのでオオコウモリは摂食のために果実の熟成度を確認しに飛来したと考えられる. これまでに, 兄島では, 1993年3月にオガサワラビロウ *Livistona chinensis* var. *boninensis* の古い食痕(阿部ほか1995), また近年, アデクモドキ *Syzygium cleyerifolium* var. *microphyllum* やモモタマナ等

での食痕が確認されているが(鈴木ほか 未発表), 公式な目撃記録はまだなかった. オオコウモリが多く生息する父島と兄島は海によって約500mしか隔てられていない. オオコウモリ類の飛行能力は高いので(Wiles and Glass 1990, Epstein et al. 2009, Tidemann and Nelson 2004), 島間の移動は十分に考えられる. 今後, 生息地と遺伝多様性保全の観点から, 兄島と父島のオオコウモリが同一個体群かどうか調べる必要があるだろう. 弟島では, センサーカメラも食痕も記録できなかった. 弟島のオオコウモリの生息状況を判断するには今回は調査期間が不十分であった.

母島では, センサーカメラ調査と日出日没時の目視観察のどちらでもオオコウモリを発見することはできなかった. 食痕も全く見つからなかった. 母島には1960年代に多くのオオコウモリが生息していたが(蓮尾1969), 2003年の調査で僅かなオガサワラオオコウモリの飛行とタコノキの食痕が確認されているにすぎない(小笠原自然文化研究所2003). また住民によって, オオコウモリの飛行や採餌している姿が確認されているが(安藤私信), 非常に低い頻度のようなのだ. 母島には1968年頃に相当数のオオコウモリが生息していた記録があることから, 本種の母島の個体群は, 相当縮小していると考えられる. 母島と父島の距離は約38kmあり, 両島の個体群は遺伝的に異なる可能性がある. 小さい個体群は, 人口学的ゆらぎや環境のゆらぎ, 遺伝的浮動や近親交配といった要因が複合的に働き, より絶滅しやすい. 今後, 定期的な生息調査と保護政策が急務である.

2. タコノキの結実と訪問者

ネズミによる何らかの食痕をもつタコノキの割合は, 30.2-70.4%であった(表1). 種子を抜き取られた果実をもつ集合果の割合は, 20.5-55%であった(表2). すべてのタコノキ集合

果の内、およそ 12 % しか成熟できないことになる。さらに、センサーカメラにはクマネズミがタコノキの果実を啜って持ち去る画像が記録されていた。タコノキ果実をネズミに提示した実験では、48.1 % の果実が持ち去られていた (Abe 2007)。ネズミの果実持ち去りの頻度は本研究では不明であるが、ネズミの果実持ち去りを考慮すると、本研究の結果はネズミの影響を過小評価している可能性が高い。

センサーカメラには、クマネズミがもっとも多く記録されていた。また、クマネズミは、タコノキ果実が未成熟の時期から食痕を付けていた (表 1 と 2)。ヒヨドリがタコノキ果実を嘴で挟んでいる画像が記録されていたものの、本来ほぼすべてのタコノキ果実がオオコウモリに利用されるはずである。タコノキに対するネズミの食害と訪問回数の多さは、成熟タコノキ果実の数を減らし、オオコウモリが摂食する熟した果実を減少させていると示唆される。

3. オオコウモリの散布能力

ビデオ観察では、オオコウモリは単独でのみ餌場 (タコノキ) に飛来した。オオコウモリの個体数が餌場に多いとき、種子が遠くまで運ばれる割合が高まるという予測を示す結果は得られなかった。ビデオ設置期間と撮影時期の不足と偏りによって、複数のオオコウモリ飛来場面の撮影を逃した可能性がある。また、オオコウモリが熟したタコノキに群がり争う場面は低頻度だが目撃することがある (杉田 私見)。トンガでは、オオコウモリが種子散布をしなくなる個体数の閾値があり、閾値までは個体数と散布効率は正の相関があった (McConkey and Drake 2006)。父島のオガサワラオオコウモリ個体数が、種子散布をしなくなる閾値に達しているかどうかは不明である。父島での十分な調査日数の確保や、よりはっきりと散布効率明らかにするために父島より個体群密度が高いことも予想

される北硫黄島や南硫黄島との比較が考えられる。

タコノキは、小笠原諸島の植生を代表する植物である。外来・在来植物が島に持ち込まれる以前は、タコノキはオオコウモリに大いに食べられていただろう。オガサワラオオコウモリの最初の記録でも (Lay 1829)、オオコウモリがタコノキを食べた記述がある。また、ヒトの定住がなく原生環境が維持されている南硫黄島ではタコノキが競って食べられていた (鈴木ほか 2008)。父島と母島でも、オオコウモリによるタコノキの食痕はしばしば発見される (Inaba et al. 2005, 小笠原自然文化研究所 2003)。秋から冬にかけて結実のピークはあるものの、周年結実するタコノキは、小笠原諸島へのヒトの定住以前からオガサワラオオコウモリの重要な餌であったに違いない。

サンプル数や調査期間の偏りなど調査方法に関する問題はあるが、タコノキに単独でしか飛来しなかったという本研究の結果は、オガサワラオオコウモリはタコノキの種子を母樹の範囲外に効果的に散布できていない可能性がある。これまでの知見と他の海洋島での研究例から散布効率の低下に関して以下のような理由が見込まれる。

i. オオコウモリの個体数減少：極めてオオコウモリの個体数が減少したグアムでは、植物はほとんどオオコウモリによって散布されていなかった (Rainey et al. 1995)。トンガオオコウモリの研究では効果的に種子散布しなくなる閾値の個体数があった (McConkey and Drake 2006)。父島のオオコウモリ個体数は約 150 頭と推定されている (鈴木・稲葉 2010)。もし、オオコウモリが効果的に散布する個体数の閾値より小さいのなら、タコノキ 1 本あたりに飛来する個体数は減少し、果実を巡る争い頻度の低下を引き起こすだろう。

ii. ネズミによる食害：ネズミによるタコノキ果実への食害率の高さは、オオコウモリが摂食できる成熟果実の減少を導くだろう。ネズミの食害によりタコノキ集合果の形状変化と成熟果実数の減少は、オオコウモリの探索像（サーチイメージ）の攪乱と採餌探索コストを増加させるだろう。

iii. オオコウモリの食性の変化：オガサワラオオコウモリの食性は、在来植物より外来・栽培植物に偏っていると示唆されている (Inaba et al. 2005)。外来・栽培植物の利用増加は、相対的にタコノキの利用頻度を低下させるだろう。生息地が人里に近いオガサワラオオコウモリの外来・栽培植物への食性変化は、原生林を生息地に好むトンガオオコウモリより、在来植物の散布効率により強い影響を及ぼす可能性がある。

iv. 年変動と季節変化：海洋島のオオコウモリは、島の不安定で予測できない環境に適応し、一時的に食性を集中させる (Banack 1998)。台風や他の植物のフェノロジーによるエサ資源量の変化によって、オオコウモリは一時的にタコノキを利用しなくなるかもしれない。

小笠原諸島は、2011 年 6 月に世界遺産に登録され、行政機関を主体に自然再生事業が行われている。種子捕食者であるクマネズミの駆除により、在来植生の回復が期待されるが、種子散布者と花粉媒介者の回復も植物相の多様性を維持するために必要である。唯一の哺乳類であり有力な大型種子散布の候補者であるオガサワラオオコウモリの生態系での役割について、より詳細な解明が急務である。今後、ネズミが駆除された島とされない島で、オオコウモリとネズミによる在来植物の利用状況の比較や、希少で大型種子の他の固有植物（例えばムニンノキやヤロードなど）との動物－植物間相互作用などの研究の必要がある。

謝辞

環境省自然保護官の福原裕氏と東京都小笠原支庁土木課自然公園係の瀬堀ダニエル氏には設置許可や現地調査にあつてご協力とご配慮を頂いた。安藤重行氏には母島のオオコウモリの貴重な情報を頂いた。村上美奈氏、村上義弘氏、上開地広美氏及び佐藤望氏には現地調査に協力頂いた。以上の方々に厚くお礼申し上げる。

文献

- 阿部 學・前田喜四雄・石井信夫・佐野裕彦 1994. オガサワラオオコウモリの分布・食性・行動圏. 小笠原研究年報 18: 4-43.
- Abe, T. 2007. Predator or disperser: A test of indigenous fruit preference of alien rats (*Rattus rattus*) on Nishi-jima (Ogasawara Islands). *Pacific Conservation Biology* 13: 213-218.
- Banack, S. A. 1998. Diet selection and resource use by flying foxes (genus *Pteropus*). *Ecology* 79:1949-1967.
- Brooke, A. P. 2001. Population status and behaviours of the Samoan flying fox (*Pteropus samoensis*) on Tutuila Island, American Samoa. *Journal of Zoology* 254:309-319.
- Cox, P. A., Elmquist, T., Pierson, E. D. and Rainey, W. E. 1991. Flying foxes as strong interactors in South Pacific island ecosystems: a conservation hypothesis. *Conservation Biology* 5: 448-454.
- 原田知子 2010. 髯島におけるオガサワラオオコウモリ (*Pteropus pselaphon*) の初観察記録. 小笠原研究年報 33: 95-96.
- 橋本琢磨 2009. 小笠原におけるネズミ類の根絶とその生態系に与える影響. 地球環境 14: 93-101.
- 橋本琢磨 2011. クマネズミー島嶼からの根絶へ. 山田文雄・池田 透・小倉 剛編「日本の外来哺乳類管理戦略と生態系保全」東京大学出版会: 351-378.
- 蓮田嘉彪 1969. 小笠原諸島の動物. 小笠原諸島自然景観調査報告書. 東京都.
- 堀越和夫・鈴木 創・佐々木哲朗・千葉勇人 2009. 外来哺乳類による海鳥類への被害状況. 地球環境 14: 103-105.
- 稲葉 慎・高槻成紀・上田恵介・伊澤雅子・鈴木 創・堀越和夫 2002. 個体数が減少したオガサワラオオコウモリ保全のための緊急提言. 保全生態学研究 7:

- 51-61.
- Inaba, M., Odamaki, M., Fujii, A., Takatsuki, S., Sugita, N., Fujita, T. and Suzuki, H. 2005. Food habits of Bonin flying foxes, *Pteropus pselaphon*, Layard 1829 on the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Ogasawara Research* 30:15-23.
- Ishii, N. and Maeda, K. 2008. *Pteropus pselaphon*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 14 January 2012.
- 梶田 学 2002. オガサワラカラスバト. 改訂日本の絶滅のおそれのある野生生物 (環境省編).
- 加藤英寿 2002. 鴛島のシャリンバイ. 小笠原研究年報 25: 103-105
- 松田道生・金井 裕 2002. アカガシラカラスバト. 環境省編「改訂日本の絶滅のおそれのある野生生物」: 113-114.
- McConkey, K. R. and Drake, D. R. 2006. Flying foxes cease to function as seed dispersers long before they become rare. *Ecology* 87: 271-276.
- McConkey, K. R., Drake, D. R., Levey, D. J., Silva, W. R. and Galetti, M. 2002. Extinct pigeons and declining bat populations: are large seeds still being dispersed in the tropical Pacific. In: Levey DJ, Silva WR, Galetti M (eds) *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. pp 381-395.
- Meehan, H. J., McConkey, K.R. and Drake, D. R. 2002. Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. *Journal of Biogeography* 29: 695-712.
- Myers, S. 2009. *A Field Guide to the Birds of Borneo*. New Holland Publishers Ltd. UK.
- 延島冬生 2003. 母島におけるネズミによる野生植物への食害. 小笠原研究年報 26: 33-37.
- 小笠原自然文化研究所 2003. 平成 14 年度国設小笠原諸島鳥獣保護区に係るオガサワラオコウモリ緊急一斉調査等業務報告書. 小笠原自然文化研究所. 小笠原村.
- Payne, J., Francis, C. M. and Phillipps, K. 1998. *A field guide to the Mammals of Borneo*. The Sabah Society, Kota Kinabaru.
- Pratt, H. D., Bruner, P. L. and Berrett, D. G. 1987. *A field guide to the birds of Hawaii and the Tropical Pacific*. Princeton University Press.
- Pierson, E. D. and Rainey, W. E. 1992. The biology of flying foxes of the genus *Pteropus*: A review. U.S. Department of the Interior, Biological Report 90(23):1-17.
- Rainey, W. E., Pierson, E. D., Elmquist, T. and Cox, P. A. 1995. The role of flying foxes (*Pteropodidae*) in oceanic island ecosystems of the Pacific. *Symposia of the Zoological Society of London* 67:79-96.
- 佐竹義輔・原寛・旦理俊次・富成忠夫編 1989. 日本の野生植物木本 II. 平凡社. 東京.
- Shimizu, Y. 2003. The nature of Ogasawara and its conservation. *Global Environmental Research* 7: 3-14.
- Sugita, N., Inaba, M. and Ueda, K. 2009. Roosting pattern and reproductive cycle of Bonin flying foxes (*Pteropus pselaphon*). *Journal of Mammalogy* 90:195-202.
- 鈴木 創・川上和人・藤田 卓 2008. オガサワラオコウモリ生息状況調査. *Ogasawara Research* 33: 89-104.
- 鈴木 創・稲葉 慎 2010. 空飛ぶ森の守り神と島々の未来—オガサワラオコウモリの生態と保全策—. *遺伝* 64: 61-67.
- 常田邦彦・滝口正明 2011. ノヤギ—日本の状況と島嶼における防除の実際. 山田文雄・池田 透・小倉剛編「日本の外来哺乳類 管理戦略と生態系保全」: 317-350.
- 豊田武司 1981. 小笠原植物図譜. アボック社. 鎌倉.
- 渡邊謙太・加藤英寿・若林三千男 2003. 小笠原の在来植物に対するクマネズミの食害状況調査. 小笠原研究年報 26: 13-31.
- Yamashita, N., Tanaka, N., Hoshi, Y., Kushima, H. and Kamo, K. 2003. Seed and seedling demography of invasive and native trees of subtropical Pacific islands. *Journal of Vegetation Science* 14:15-24.

Conservation status and an ecological role of Bonin flying foxes in oceanic island ecosystem

Keisuke Ueda, Norimasa Sugita, Naoko Emura and Hajime Suzuki

In Pacific archipelagos, pigeons that can disperse large seeds have been greatly reduced or extinct, so that flying-foxes play a unique role in longer-distance dispersal of the large-seeded fruits e.g. pandanus (ca. 70 mm). Its effectiveness of seed dispersal depends on their population density. In the Ogasawara Islands, two native pigeons are extinct and decreasing, and Bonin flying-foxes *Pteropus pselaphon* survive. An alien species Black rats *Rattus rattus* has an impact on ecosystems of indigenous flora and fauna by predation. Bonin flying-foxes carry intact seeds of *Pandanus boninensis* in mouth but Black rats gnaw a hole in fruits and crunch seeds. We investigated the relationship between the flying-foxes and pandanus, and estimated the impact of rats on native species interaction. We counted the number of pandanus fruits and feeding marks by rats. To test whether the flying-foxes are the effective disperser of native large fruits or not, we observed their feeding behavior by IR video cameras. Pandanus plants (30.2-70.4 %) suffered from any rat predation. Flying-foxes ate partly fruits and dropped them beneath the parent tree. Our results suggested that the flying-foxes would lose opportunities to disperse large seeds because of the seed predation by rats, the population decline of flying-foxes and their food habitat shift.

奄美大島固有の絶滅危惧種アマミヒイラギモチの繁殖と更新

奄美大島生態系研究会

指村奈穂子¹・石田 健¹・川口秀美²・藤本勝典²

アマミヒイラギモチは奄美大島の湯湾岳に固有な絶滅危惧種である。本種の分布を調査したところ、湯湾岳周辺に 691 個体を確認した。このうち、繁殖が確認されたのはわずか 5 個体であり、サイズ的にも 50 個体程度しか繁殖していないと推定された。送粉者の観察を行ったところキマダラハナバチ属の一種が雌花を訪れていた。袋かけ実験の結果、単為生殖で充実した種子を持つ果実が実ることは少なかったため、生育地において結実している果実は、正常な送粉の結果であると考えられる。赤熟した果実の鳥類による散布の観察を試みたものの、自動撮影カメラで撮影することはできなかった。しかし、調査地内には実生由来であろう個体が数多く生育していることから、ある程度の種子散布は行われていると推察される。生育地において、繁殖と更新に大きな問題がないようであるのに、分布が著しく限られている理由について考察するため、アマミヒイラギモチの分布と、林相および立地環境の調査を行った。その結果、本種は、樹高が低く樹幹密度の低い林分に、多くの倒体が生育しており、落葉樹が多く混交する林分において、直径の太い個体がみられることが明らかになった。奄美大島の最高峰である湯湾岳は、風衝低木林が発達していること、珪質泥岩由来の表層崩壊を起こしやすい地盤により倒木によるギャップが形成されやすいこと、温帯性の落葉樹が混交すること、などから、林床の光環境がたびたび好転し、その光環境に適応しているアマミヒイラギモチが更新すると考えられた。アマミヒイラギモチは、このような特殊な立地に遺存しているため、湯湾岳において現地内保全することが重要である。繁殖できる個体が限られることにより、遺伝的多様性の低下が懸念されるものの、現在の環境を維持できれば、個体の更新は可能であると考えられた。

1. はじめに

奄美大島は、地史的には中国大陆と最後に陸続きになってから約 130 万年経っていること、現在の気候においては、亜熱帯と暖温帯の間に位置することから、系統上分布上注目すべき、数多くの希少植物が分布している。中でもアマミヒイラギモチ (*Ilex dimorphophylla*) は、奄美大島だけに固有分布し、環境省レッドデータブックでは絶滅危惧 IA 類に指定されている。奄美大島内でも、島内最高峰の湯湾岳の山頂付近にのみ分布がみらる。本種は、成木の葉は全

縁であるが、若木の葉は先が刺となって鋭くとなり、縁に深く切れ込んで、鋭い刺となる歯牙があるのが特徴である(写真 1)。雌雄異株で虫媒により受粉され、赤く熟した果実は鳥により散布され则认为られている(写真 1)。そこで本研究では、著しく個体数の減少したアマミヒイラギモチの繁殖特性や種子散布の実態、散布種子からの実生更新が正常に行われているかを調査し、繁殖や更新を妨げているプロセスを検出して、本種を保全するための方法を見出すことを目的とする。

1: 東京大学 2: 奄美野鳥の会
2011.11.30 受付, 2013.10.23 公開



写真1 アマミヒイラギモチの若木（左）、雌花（右上）、果実（右下）。

II. 調査地概況

調査地の湯湾岳は、奄美大島の南部に位置する島の最高峰であり、標高は 691 m である。北緯 28° 17' 46. 02", 東経 129° 19' 16. 15" に位置している。地質は古生層で、主として硬砂岩、粘板岩、珪岩、輝緑凝灰岩からなる。奄美大島の気候としては、名瀬の観測所のデータより、年平均気温は 28 °C、年降水量は 3468 mm である。名瀬の暖かさの指数は 201 であるが、気温の低減率から湯湾岳の暖かさの指数を計算すると 151 である。奄美大島の気候帯は、暖温带から亜熱帯の間に位置するが、湯湾岳山頂は暖温带となっている。湯湾岳周辺の植生は、植物社会学的には、ヤブツバキクラス域自然植生、亜熱帯常緑広葉樹林、ボチョウジースダジイ群団、タイミンタチバナミヤマシロバイ群落とされている（第 6 回・第 7 回自然環境保全基礎調査）。山頂部は海からの強風にさらされることにより、風衝低木林となっており、林冠高は約 10 m 程度である。頻繁に霧のかかる雲霧帯の様相を呈しており、数多くの貴重なラン科植物やシダ植物などが、樹幹に着生している様子

がみられる。山頂を含む稜線を境に、北側は国有林、南側は大和村の村有林となっている。

III. 調査方法

1. 分布調査

湯湾岳周辺において、5 m 間隔にラインを設置し、そのライン上を両脇 2. 5 m ずつを見ながら踏査し、全域漏れのないように個体の探索を行った。発見した個体は、根際直径と樹高を測定し、GPS によって位置を登録した。このとき、根株更新の個体もみられたため、地表面で 50 cm 以上の間隔の空いたものは別個体として計測した。

2. 訪花昆虫および種子散布者の観察

アマミヒイラギモチの開花時であった 4 月 28 日に、日の出前である朝 5 時から日没である午後 6 時まで、1 時間おきに 15 分間、雌花において訪花昆虫を観察した。花を訪れた昆虫の写真撮影および捕獲を試みた。果実の赤熟期であった、9 月 23 日から 1 ヶ月間、赤外線センサー付の自動撮影カメラを設置し、採餌に来る鳥類の撮影を試みた（写真 2）。



写真2 赤外線センサー付自動撮影カメラの設置状況



写真3 交配実験の袋かけ処理の様子。

3. 交配実験および発芽試験

開花前の花序を対象に、強制受粉、袋かけ、コントロールの3処理を、1枝ずつ行い、結実を観察した(写真3)。交配実験で得られた果実、および、その他の個体から結実した果実を採取し、段階温度法による発芽試験を行った。

4. 林相および立地環境

湯湾岳周辺に10m四方の方形区を12箇所設置し(図1)、毎木調査として、方形区内の胸高直径1cm以上の個体について、胸高直径を測定し、種名を同定した。方形区内の植生調査として、その林相を階層区分し、それぞれの階層ごとに、植被率および高さを測定し、出現種の被度を6段階で評価した。また、各方形区の斜面方位と傾斜角を測定し、方形区の中心部の高さ1mの位置において、魚眼レンズを用いて全天写真を撮影した。

5. 解析方法

毎木調査の結果から、方形区内で各種の胸高断面積を合計し、種の割合を計算して相対優占度を算出した。植生調査の結果のうち、低木層および草本層の出現種について、その被度を割合に変換して合計したものを、方形区内で種ご



図1 毎木および植生調査のために設置した方形区の位置図。

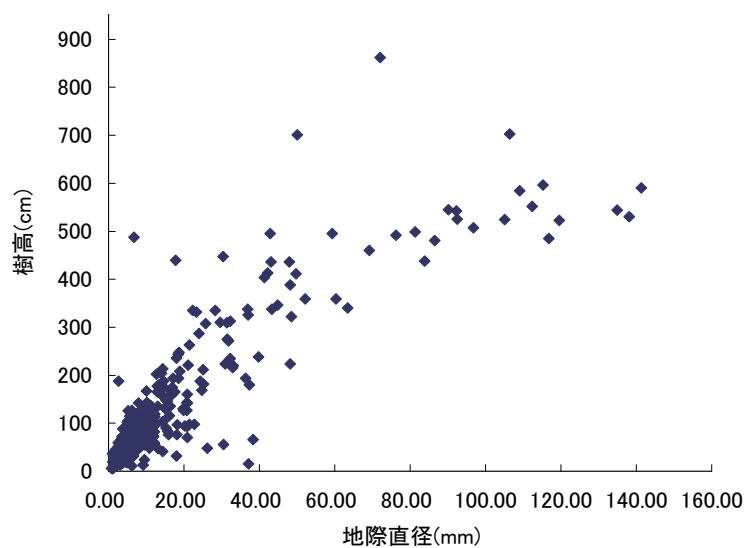


図2 アマミノヒイラギモチの根際直径と樹高の関係.

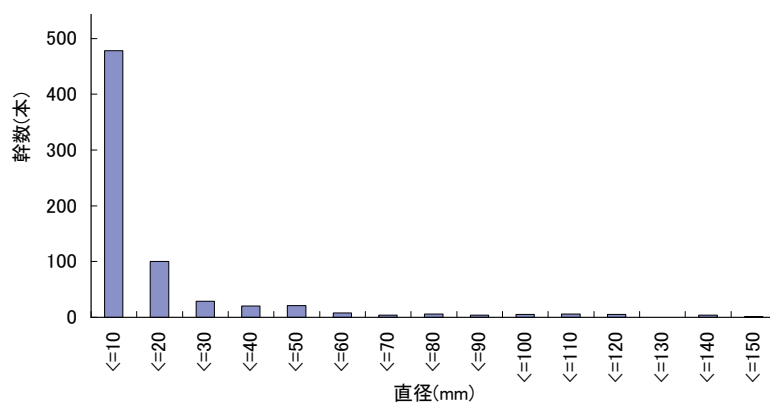


図3 アマミヒイラギモチの直径階分布.



写真4 アマミヒイラギモチ雌花を訪れたハエの一種.



写真5 アマミヒイラギモチ雌花を訪れたアリの一種.



図4 アマミヒイラギモチの個体位置図. 根際直径の太さ3サイズ区分で凡例を変えて表示.

との割合を算出し、相対優占度とした。また、林相を表す変数として、林冠高、樹幹密度、胸高直径の平均、胸高直径の分散、種数を算出した。立地環境の指標として、全天写真より測定した開空度、および傾斜角を用いた。これら相対優占度と、林相および立地環境の変数を用いて、CCAによる序列化を行った。さらに、方形区を中心から半径20mの円を発生させ、その内部のアマミヒイラギモチについて、個体数、根際直径の平均、分散、最大値、最小値、樹高の平均、分散、最大値、最小値、をそれぞれ集計した。これら方形区周辺のアマミヒイラギモチの生育状況と、先述のCCAの結果とを合わせて、アマミヒイラギモチの生育状況と、林相、立地環境、ともに出現する他種の状況との関係について考察した。

IV. 結果

1. 分布調査

踏査の結果、湯湾岳周辺において、アマミヒイラギモチ691個体が記録された。根際直径の最大は14.1cm、最小は0.79cm、樹高の最大は8.62m、最小は3cmで、あった。根際直径と

樹高の関係を図2に、直径階分布を図3に示す。直径階はL字型分布を示した。個体の分布を図4に示す。アマミヒイラギモチは山頂部の平坦地および西に張り出した尾根上に分布していた。これら個体の雄雌の確認を行ったが、陽の当たる林冠外の枝にのみ花がついており、確認は困難であった。花期および結実期に雄雌が確認できた個体は5個体のみであり、雄が1個体、雌が4個体であった。繁殖が確認された個体は、根際直径で4.8~9.7cm、この最小値以上を繁殖個体として推定すると、約50個体が繁殖可能で、あると推察される。

2. 訪花昆虫および種子散布者の観察

アマミヒイラギモチの雌花は、雌しべの付け根から蜜を出している様子がみられた。1時間に15分の観察の結果、12時にハエの一種が(写真4)、14時と17時にアリの一種が訪花した(写真5)。15時と16時にはキマダラハナバチの一種が訪花し、複数の花を飛び回るなどの行動がみられた(写真6)。今回は昆虫の捕獲に失敗したため、昆虫の体に花粉が付着しているかを調べることはできなかった。

自動撮影カメラは、設置している1ヶ月間の

表1 方形区周辺のアマミヒイラギモチの生育密度およびサイズ。

方形区を中心展点から半径 20 m の円の内部に生育するアマミヒイラギモチについて集計。

方形区 No.	幹数 (本)	根際直径 平均値	分散	最大値	最小値	樹高 平均値	分散	最大値	最小値
1	20	12.97	479.36	104.12	2.99	100.95	9514.16	487	30
2	0	—	—	—	—	—	—	—	—
3	0	—	—	—	—	—	—	—	—
4	10	10.22	547.92	76.71	1.53	83.80	24199.73	524	18
5	8	39.30	2045.77	130.41	4.89	278.00	67344.57	650	22
6	7	31.11	398.35	55.39	4.11	222.86	21011.81	383	42
7	8	41.38	1854.39	112.54	5.85	196.38	26666.84	399	46
8	20	7.95	123.43	53.60	0.83	82.60	13267.73	540	3
9	0	—	—	—	—	—	—	—	—
10	9	30.88	955.27	82.40	3.78	233.33	58761.00	646	37
11	11	19.42	852.71	98.13	2.33	177.55	34976.27	632	40
12	0	—	—	—	—	—	—	—	—



写真6 アマミヒイラギモチ雌花を訪れたキマダラハナバチの一種。

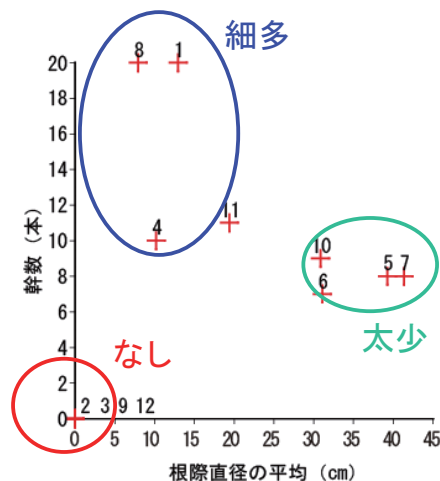


図5 方形区周辺のアマミヒイラギモチの根際直径と樹幹密度の関係。

間に、赤外線センサーに反応して 440 枚の写真が撮影された。しかし、これらの写真に鳥類などの採餌の様子は写っていないかった。

3. 交配実験および発芽試験

交配実験の結果、強制受粉は花数 38 のうち結実 6 粒、袋かけは花数 13 のうち結実 1 粒、コントロールは花数 25 のうち結実 5 粒であった。結実率を計算すると、強制受粉、袋かけ、コントロールはそれぞれ、15.8 %、7.7 %、20 % となった。これら種子について、段階温度法で、発芽試験を行っているが、現在のところ発芽はみられない。別の雌木から採取した種子についても、同様にまだ発芽がみられていない。

4. 林相および立地環境

方形区周辺のアマミヒイラギモチの生育状況を表 1 に示す。方形区は以下の特徴によって 3 つのグループに分けられた (図 5)。アマミヒイラギモチが周辺に生育していない方形区 (2, 3, 9, 12)、アマミヒイラギモチの直径の平均値は高く、本数は少ない方形区 (5, 6, 7, 10)、アマミヒイラギモチの直径の平均値は低く、本数は多い方形区 (1, 4, 8, 11) の 3 つのグループである。

方形区内の毎木調査の結果を変数とした CCA 分析で得られた軸のうち、1, 2 軸に対する散布図を、上記の 3 グループごとに凡例を

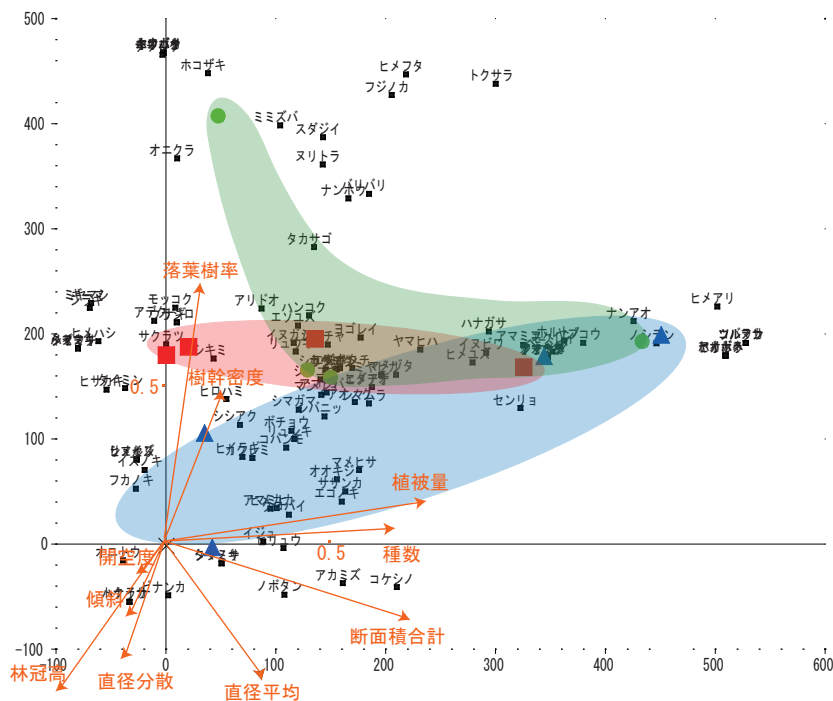


図7 植生調査と林相の CCA 分析で序列化された軸上での方形区のスコア散布図。

アマミヒイラギモチの直径階分布は L 字型を示し、健全に更新が行われているように見受けられるが、このデータには地中での根萌芽などの栄養繁殖が多く割合で含まれている可能性があるため、遺伝的多様性の維持については注意が必要である (図 3)。中川 (2000) はアマミヒイラギモチのアイソザイム分析を行い、多型が見つからなかったと述べている。分布図を概観した様子では、山頂部の平坦地および尾根上に散在しており、場所により分布の濃淡やサイズのばらつきがあるように見受けられる (図 1)。これについては林相や立地環境との関係について別に議論する。

2. 訪花昆虫および種子散布者の観察

訪花昆虫の観察の結果から、アマミヒイラギモチが蜜を用意して虫を呼んでいる虫媒の植物であることが明らかになった。1 度だけわずかな時間雌花に来たハエの仲間や、雄木と雌木の

間の移動が困難と考えられるアリの仲間は、送粉に貢献しているとは考えにくい。キマダラハナバチの一種は、1 日の 1 花序にも 2 度訪れ、1 度の訪花にも花開を飛びまわっていたこと、雄木 (写真 7) のある遠くまで飛ぶことが可能であることから、有効な送粉者であると考えられる。キマダラハナバチは奄美大島ではアマミキマダラハナバチ一種の記録のみであるが、ダイミョウキマダラハナバチが大隈初頭と沖縄諸島から記録されているため、本種が奄美大島に生息している可能性もある。本研究では捕獲に失敗したため、写真からの同定になり、その 2 種の区別がつけられなかった。さらなる調査の機会があれば、ぜひこの種を捕獲して同定し、体に付着した花粉を抽出したり、昆虫の生息域との議論を行いたい。

自動撮影カメラでは鳥類の採餌を撮影することができず、種子散布者を特定することができ



写真7 アマミヒイラギモチの雄花。

なかった。赤外線センサーは反応しているのに、撮影できていないことの原因としては、シャッターを切るまでに時間がかかるなどのカメラの性能が挙げられる。種子のサイズと周辺に生息する鳥類を考えると、メジロのようなサイズの鳥類が採餌している可能性が考えられる。今後、直接観察をする機会があれば、種子散布者を特定し、その鳥類の行動圏や、種子散布距離と、アマミヒイラギモチの分布が限られることの関係について議論したい。

3. 交配実験および発芽試験

交配実験では、袋かけの花序にも結実が1粒だけみられた。アマミヒイラギモチは雄雌別株であるとされるが、雌花にも退化したおしべが残っている。しかし、このおしべには花粉がみられなかったことから、この種子は自殖ではなく単為生殖であったと考えられる。雌しべに外的な刺激があっただけで、胚の発生が進むことがあることが、他種で知られている（上田1999）。未だ発芽試験の結果が出ていないが、この単為生殖による種子はシイナである可能性もある。強制受粉の方が、コントロールよりも結実数や結実率が高かったことから、昆虫による送粉は行われているものの、花粉制限があると推察された。これらの種子の発芽試験においてもまだ発芽はみられていないが、種子の発芽

には種皮に傷がつくなどの刺激が必要な可能性がある。鳥散布種子には、鳥類の消化器官を通過することにより、種皮に傷がついて、発芽可能となる種がある（上田1999）。奄美市内の住宅の庭などにアマミヒイラギモチが植栽されているが、この雌木から落ちた種子が、数年後に発芽した観察例がある。これらのことと、調査地内にも多数の実生が存在していることから、アマミヒイラギモチは、昆虫による送粉によって他殖し、その種子は発芽能力を持ち、更新に貢献すると考えられる。

4. 林相および立地環境

湯湾岳周辺のアマミヒイラギモチ分布域内においても、その分布には濃淡があり、山頂の風衝低木林の範囲外の、樹冠高が高く、樹幹密度が比較的低く、直径の太めの樹木から構成される林分にはアマミヒイラギモチは分布しなかった。奄美大島の低地亜熱帯林のような、一般的な森林内にはアマミヒイラギモチは生育していないと判断される。また、山頂の風衝低木林の内部でも、非常に高密度な、直径のそろった常緑樹から構成される林分にも、アマミヒイラギモチは分布していなかった。このことは、アマミヒイラギモチが更新し成長するために必要な光環境が、樹高の高い森林や、高密度の常緑樹林では整っていないということが理由と考えられる。逆に考えると、湯湾岳山頂部の風衝低木林で、落葉樹が混じり、種の多様な森林の中にのみ、アマミヒイラギモチが分布していると考えられることができる。

アマミヒイラギモチのサイズ構成を検討すると、落葉樹の混じる、高密度の低木林の内部では、アマミヒイラギモチの直径は太く成長し、本数は少ない傾向があった。これに対し、これと逆の林相の林分には、直径の細いアマミヒイラギモチが多数生育していた。この違いは、おそらく、前者は、アマミヒイラギモチが、風衝

により単木状に枯死して形成されたギャップの光環境に適応して、断続的に更新した林分であり、後者は、斜面崩壊などある程度の面積を攪乱された際に、多くのアマミヒイラギモチが更新した結果であると考えることができる。

VI. 総合考察

本研究により、湯湾岳周辺に、アマミヒイラギモチを 691 個体確認することができ、その直階分布は L 字裂をしていた。送粉者観察と、交配実験の結果より、アマミヒイラギモチは、キマダラハナバチの一種により有効な送粉が行われ、花粉制限はあるものの、ある程度の優位繁殖が行われていると考えられた。種子散布者の観察は、残念ながら失敗に終わったが、調査地にみられる多くの実生や、市街地での種子からの発芽観察から、種子は有効に散布されて、



写真 8 樹冠から突き出した陽のあたる枝にアマミヒイラギモチの花がついている様子。



写真 9 湯湾岳山頂付近の風衝低木林の林冠の様子。

更新に貢献している可能性が高い。

このように、アマミヒイラギモチは、その生育地においては、送粉や種子散布といった繁殖にも大きな問題はなく、数多くの個体が更新している。しかし、本種は湯湾岳周辺に分布が著しく限られているため、絶滅危惧種とされている。この原因としては、アマミヒイラギモチの生育状況と、林相および立地環境の関係から、アマミヒイラギモチの更新と成長に必要な光環境が重要であることが示唆された。

湯湾岳は奄美大島の最高峰であり、低地の亜熱帯林と比較すると、温帯性の落葉樹が多く混生していることから、比較的林床に明るい環境が維持されることが考えられる。また山頂付近は、海からの強風により、風衝低木林が発達しており（写真 8, 9）、階層構造の発達した低地の亜熱帯林と比較すると、林床に光が届きやすい。さらに、湯湾岳は山頂部のみ、表層地質を珪質泥岩が占めており、この地質は滑りやすい粘土質の土壌を生み出し、生育する樹木は時折強風に煽られ根返りを起こして枯死したり、表層崩壊によって根こそぎ倒木になったりしている。このような特殊な環境条件により、湯湾岳周辺部の林床は、他の場所とは異なった光環境が実現されていると考えられる。つまり、安定した亜熱帯林のように暗くもなく、大規模な台風の攪乱後のように強烈に明るくもない、ほどよい頻度と規模で光が差す条件である。アマミヒイラギモチは、この光環境に適応しており、湯湾岳周辺にのみ、更新と成長が可能な場所が存在すると考えられた（写真 10, 11）。

アマミヒイラギモチの近縁種であると考えられる、葉縁が刺状になるモチノキ属樹種は、近くでは中国や台湾に生育している。大陸と陸続きであった時代に奄美大島まで分布を拡大してきたアマミヒイラギモチの祖先は、海で分断されて以来、特殊な環境を維持できた湯湾岳に遺



写真 10 林冠の少し上まで樹冠を伸ばしているアマミヒイラギモチ。



写真 11 最大級の直径をもつアマミヒイラギモチの樹幹。

存し、固有種へと種分化し、現在に至ると推察される。堀田（2003）は、奄美大島には固有や隔離分布する暖温帯系落葉樹が多くみられ、その多くの生育地が、攪乱を受けた二次林的な生態環境であると述べている。第四紀の寒冷期には、海面が 100 m 以上低下し、東シナ海の大部分は陸化した。当時、奄美大島は暖温帯の南部であり、大陸気候の影響を強く受ける環境であり、このときに大陸から侵入してきた暖温帯系の種の一部が固有にまで分化し、現在の奄美大島に生育している（堀田 2003）。アマミヒイラ

ギモチも、落葉樹ではないものの、そのような種群と類似のものであり、湯湾岳の攪乱と光環境に適応して、固有種となっていると考えられる。

アマミヒイラギモチは、生育地に維持されてきた環境や、地史を反映しており、奄美大島の貴重な自然を代表する植物として、きわめて重要な種である。本種はこのような特殊な立地に遺存しているため、その保全を考えるときには、生育地である湯湾岳において現地内保全することが必要不可欠である。今回の研究により、アマミヒイラギモチは、幸い、現在の環境を維持することにより、しばらくの個体群の維持は可能であると判断された。しかし、繁殖する個体数が少ないため、遺伝的多様性の低下が懸念され、繁殖特性の詳細な調査とともに、今後の研究の課題である。

謝辞

本調査にあたって、奄美大島野鳥の会のみなさまには、快く調査の手伝いをいただき、またときには議論にお付き合いいただき、大変有意義な調査を展開することができたこと、感謝いたします。特に奄美大島野鳥の会の川口和範さまには、調査が遂行しやすいように、レンタカーや書類の手配、島での生活面の助言までいただきました。川口和範さまは、本調査が終了した直後に交通事故で他界され、お悔やみの気持ちでいっぱいですが、ここで感謝の気持ちを述べ、合わせてご冥福をお祈りいたします。奄美大島野生生物保護センターでは、調査のたびに宿泊施設を使用させていただき、安く宿泊でき、自由に行動できたので、調査内容を充実させることができました。プロ・ナトゥーラ・ファンドさまから助成をいただき、また、みなさまのおかげで、奄美大島の貴重な自然を観察しながら、アマミヒイラギモチの調査を行ったことにより、この自然の保全に貢献する重要な情報が得られたと思っています。みなさまに厚く御礼申し上げます。

文献

- 堀田 満 2003. 九州南部から南西諸島地域での植物の進化—隔離と分断の生物地理—. *Bunrui* 3:77-94.
- 中川政治 2000. 絶滅危惧植物アマミヒイラギモチ *Ilex dimorphophylla* の保全に関する基礎研究. 京都大学卒業論文.
- 瀬戸口浩彰・中川政治・百原 新 2008. 琉球列島奄美大島の絶滅危惧植物アマミヒイラギモチ（モチノキ科）の植物体サイズと葉の二型性. *植物地理・分類研究* 56:7-11.
- 上田恵介 1999. 種子散布. 助け合いの進化論 <1> 鳥が運ぶ種子. 築地書館. 東京.

Regeneration and reproduction of *Ilex dimorphophylla*, endangered and endemic in Amamioshima island

Naoko Sashimura, Ken Ishida, Hidemi Kawaguchi and Katunori Fujimoto

Ilex dimorphophylla is an endangered and endemic species in Amamioshima island. 691 specimens were found around Mt. Yuwandake. We estimated that about 50 of them were reproduced. *Nomada* sp. was found as a pollinator of this species. The mating experiments showed only a few cases of parthenogenesis of this species. It is estimated that *Ilex dimorphophylla* is generally reproduced through normal pollination at this site. When the fruits were about to turn red, we set an automatic shooting camera with infrared ray sensor. Unfortunately we could not get the picture of birds feeding themselves. But we assumed there were some seed dispersals for many seedlings were found at the site. Although the reproduction and regeneration of this species are done normally at the site, the species distribution is very limited. In order to seek the reason, we investigated the relation between *Ilex dimorphophylla* distribution and species composition and structure of forests and site environments. As the result, a large number of *Ilex dimorphophylla* trees were distributed in the forest with low canopies and tree density. Many *Ilex dimorphophylla* specimens with long diameters were distributed in the forests with high rate of deciduous trees. Mt. Yuwandake is the highest mountain on Amamioshima island, where there are wind-beaten scrub forests, frequent surface failure caused by the siliceous mudstone geology and high-ratio mixture of temperate deciduous trees. For those reasons, the forest floor gets a lot of sun light, and *Ilex dimorphophylla* can be regenerated because of its adaptation to the light condition. The in-site conservation is important for *Ilex dimorphophylla* only adapted to special environments. As there is a few reproductive specimens deterioration of the gene diversity is concerned; however it is possible to maintain the population of this species if the present environments are maintained.

栃木県奥日光地域におけるニホンジカの高密度化が ネズミ類とその捕食者に与える影響

奥日光野生動物研究グループ

小金澤正昭¹・關 義和²・奥田 圭²・藤津亜弥子³・伊東正文⁴

栃木県奥日光では、シカの過採食によるササ類の消失が報告されている。本研究では、シカによるササ類の消失がネズミ類とその捕食者にどのような影響を及ぼしているのか調査した。調査期間は、2010 年 12 月～2011 年 3 月（積雪期）と 2011 年 4 月～7 月（無雪期）である。調査は本地域に設置されている防鹿柵の内外で対象動物の相対密度を比較することにより実施した。ネズミ類の相対密度は、積雪期には柵内外で差はみられなかったが、無雪期には柵外よりも柵内で高かった。先行研究と同様に柵外のササ類の消失がネズミ類の生息に影響したものと推測される。フクロウの相対密度は、ネズミ類と同様の傾向を示した。このことは、シカが間接的にフクロウに影響を及ぼしている可能性を示している。しかし、キツネとテンの相対密度は柵内外で差はみられなかった。このことは、両者の密度がネズミ類の現存量だけで決まっているのではない可能性を示している。

1. はじめに

近年、シカ類の生息地拡大と個体数増加による森林の衰退が世界的に生じている (Cote et al. 2004)。特に、シカ類の採食は、植生にさまざまな影響を及ぼすことが知られている (たとえば, Rooney and Waller 2003, Cote et al. 2004, Takatsuki 2009)。日本においても、ニホンジカ (*Cervus nippon*; 以下、シカとする) の植生への影響が多くの自然公園で報告されており、生態系保全のためのシカの管理が重要な課題となっている (常田ほか 2004, 常田 2006)。しかし、シカ類の影響は植生の上に留まらず、動物群集にまで及ぶことが報告されている。たとえば、シカ類の個体数増加によるネズミ類への影響は世界各地で報告されており (Flowerdew and Ellwood 2001, Keesing 1998, Smit et al. 2001)、日本でも大台ヶ原においてシカの過採食に伴うササ類の減少によりネズミ類が減少している可

能性が指摘されている (田中ほか 2006)。このようなシカ類の動物群集への影響は、それらを餌資源として利用する捕食者にも影響を及ぼしている可能性が考えられる。たとえば、栃木県の奥日光地域では、シカの高密度化によって昆虫類やミミズ類が増加し、さらには昆虫・ミミズ類を主要な餌資源とするタヌキ (*Nyctereutes procyonoides*) の増加にも影響することが示されている (關・小金澤 2010, 關 2011, Seki and Koganezawa 2013)。したがって、シカ類によるネズミ類への影響は、その捕食者にまで及んでいる可能性は高い。

栃木県の奥日光では、1984 年以降にシカの個体数が増加し、千手ヶ原周辺のササ類はほとんど枯死したことが報告されている (小金澤・佐竹 1996)。したがって、奥日光においても大台ヶ原の例のようにネズミ類が減少している可能性は十分に考えられる。ネズミ類は、フ

1: 宇都宮大学農学部附属演習林 2: 東京農工大学大学院連合農学研究科 3: 宇都宮大学大学院農学研究科 4: 宇都宮大学農学部
2011.12.22 受付, 2013.10.18 公開

クロウ (*Strix uralensis*) やアカギツネ (*Vulpes vulpes*; 以下, キツネとする), ニホンテン (*Martes melampus*; 以下, テンとする) などの餌資源となっているため (たとえば, 山本 1994, 白石・北原 2007), ササ類の消失に伴うネズミ類の減少によって, シカは上位捕食者に間接的に負の影響を及ぼしている可能性が考えられる。

現在各地で実施されているシカ類の被害対策は, シカから植生を保護することに重点が置かれている場合が多く, そこには動物群集の保全の観点は含まれていないことが多い。森林生態系の保全のためには, 生態系を構成する生物間の相互作用を明らかにする必要性が指摘されていることから (日野ほか 2003), 今後さまざまな種に対するシカ類の影響を評価していく必要がある。

本研究では, 今後の生態系管理を実施していく上で基礎資料を得ることを目的に, シカによるネズミ類とその捕食者への影響について調べた。

II. 調査地

調査は, 栃木県日光国立公園内の奥日光地域において行った (36° 45' N, 139° 25' E)。調査範囲の標高は, 約 1,270 m ~ 1,500 m である。日光測候所によると, 年平均気温と年間平均降水量はそれぞれ 6.7 °C, 2,103 mm (1971 ~ 2000 年) である。

本地域では, シカによる植生への影響を軽減するため, 防鹿柵が小田代原 (1998 年) と戦場ヶ原 (2001 年) の周辺にそれぞれ栃木県と環境省により設置された (総延長約 16.3 km, 面積約 900 ha)。そのため, 柵内ではシカの主要な食物資源であるミヤコザサ (*Sasa nipponica*; 以下, ササとする; Takatsuki 1983, 1986, Yokoyama and Shibata 1998) が優占するが, 柵外では林床のほとんどが, シカの不嗜好

性植物であるシロヨメナ (*Aster ageratoides leiophyllus*) や裸地などに置き換わっている状況である (長谷川 2008)。林冠構成種に関しては, 柵の内外で顕著な差はみられず, どちらもミズナラ (*Quercus crispula*) やハルニレ (*Ulmus dacidiana*), シラカンバ (*Betula platyphylla*), カラムツ (*Lalix kaempferi*) などである。

上述した防鹿柵は, 基本的に中型以上の哺乳類にとっては通過することが困難な構造となっているが, 地面に掘られた穴からキツネやタヌキなどが柵の内外を行き来している行動が観察されている。そのため, 防鹿柵は, 中型哺乳類の移動にとっては大きな障壁にはなっていないことが考えられる。

III. 方法

1. 相対密度の比較

調査期間は, 2010 年の 12 月から 2011 年の 7 月までとし, 12 月から 3 月までを積雪期, 4 月から 7 月までを無雪期とした。無雪期には, 柵内はササで覆われている。柵外では, 4 月から 5 月には裸地の状態であり, 6 月から 7 月にはシロヨメナで覆われているが, その現存量はササに比較して少ない。

調査は, 柵内外で対象動物の相対密度を比較することにより実施した。各動物の相対密度は, ネズミ類は捕獲により, フクロウは鳴き返し法により, キツネとテンはカメラトラップ法により調べた。以下に, それぞれの調査方法について述べる。

1) ネズミ類の捕獲

柵内外に 50 m × 50 m のプロットをそれぞれ 2 地点ずつ設置し, 各プロットに 25 個のシャーマントラップ (7.6 cm × 8.9 cm × 23 cm, H. B. Sherman Traps, Inc., Tallahassee, FL, USA) を 10 m 間隔に設置し, 餌には生のサツマイモとバターピーナッツを毎回適量用いた。捕獲は,

積雪期と無雪期にそれぞれ4回ずつ実施した。1回の罠の設置期間は6晩7日間とし、毎日早朝に見回りを行った。

2) フクロウの鳴き返し法

フクロウの雄は、繁殖期である2月から6月にかけて、テリトリー宣言および防衛と雌個体とのコミュニケーション機能を持つ鳴き声を発すること、雌も雄ほどの頻度ではないが雄への返答や警戒音を発することが知られている(Lundberg 1980, 渡辺 1989)。鳴き返し法とは、フクロウが持つこれらの性質を利用し、録音したフクロウの鳴き声を一定時間スピーカーから流し、この声に対する反応をもって個体の位置を調査する手法である。

調査は、Zuberogoitia and Campos (1998)に従い、柵内外にそれぞれ500 m 間隔に7つの調査地点を設置した。そして、各地点において、蒲谷・松田(2001)に収録されているフクロウの雄の鳴き声を、デジタルオーディオプレイヤー(iPod nano, Apple Inc., Cupertino, CA, USA)とホーンスピーカー(ER-2830W, TOA株式会社, 神戸市)を用いて5分間流した。その後、5分間待機し、この時間内に鳴き返した個体の位置を、方位磁石を用いて三角測量法により推定した。推定された位置が複数ある場合には、それらは全て別個体とした。調査の時間帯は、日没30分前から翌日の日の出までとした。なお、調査期間はフクロウの繁殖期である2月から6月までとし、各地点での調査回数は2~3月には4~5回、4~6月には15~16回であった。

3) カメラトラップ法

カメラトラップ法では、柵内外に約1.2 km×1.2 kmの調査地を設置し、それぞれ32メッシュに分割した。そして、32メッシュから16メッシュをランダムに選び、各メッシュの中心に自動撮影デジタルカメラ(Game Spy D-55IR,

Moultrie Feeders Inc., Alabaster, AL, USA;以下、カメラとする)をそれぞれ地上約0.75 mの高さに設置した。カメラの見回りは毎月1回行い、SDカードと電池の交換を行った。

2. 統計解析

柵内外におけるネズミ類の相対密度の有意差は、1晩あたりに捕獲された延べ個体数を用いて、Wilcoxonの符号化順位検定により調べた。フクロウに関しては、各地点において鳴き返した個体数の平均を算出し、Mann-WhitneyのU検定により柵内外の相対密度の有意差を調べた。カメラトラップ法では、各地点におけるカメラの稼働日数は同じであったため、解析には撮影回数を用いた。なお、5分以内に撮影されたものは全て1回とカウントした。相対密度の有意差は、各地点の延べ撮影回数を用いてMann-WhitneyのU検定により調べた。

統計解析には、R 2.10.1 (R Development Core Team 2009)を使用し、有意水準は5%とした。

IV. 結果

ネズミ類は、積雪期には柵内では延べ11個体、柵外では延べ17個体捕獲され、無雪期には柵内では延べ106個体、柵外では延べ15個体捕獲された。1晩あたりの捕獲個体数は、積雪期には柵内外で差はみられなかったが($V = 11.5$, $P > 0.05$)、無雪期には柵外よりも柵内で有意に多かった($V = 188$, $P < 0.001$; 図1)。

フクロウの鳴き返し個体は、2~3月(積雪期)には柵内外のどちらにおいても記録されなかった。4~6月(無雪期)においては、鳴き返した個体数の平均は、柵内では0.4、柵外では0.2となり、柵外よりも柵内で有意に多かった($W = 44$, $P = 0.012$; 図2)。

カメラトラップ法では、キツネの撮影回数は積雪期には柵内では6回、柵外では5回で、無雪期には柵内では2回、柵外では5回であった。

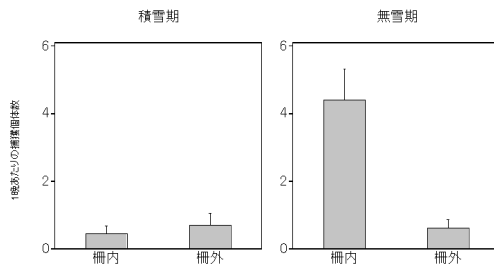


図1 積雪期と無雪期における柵内外のネズミ類の現存量。棒グラフは1晩あたりの平均捕獲個体数を、縦線はその標準誤差を示す。罠の設置台数は柵内外にそれぞれ50基である。

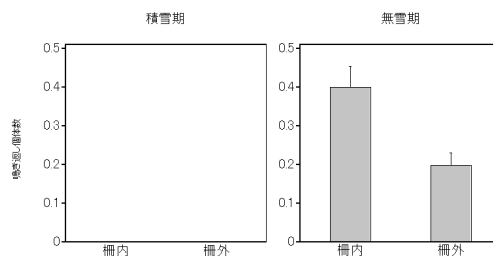


図2 積雪期と無雪期における柵内外のフクロウの鳴き返し個体数。棒グラフは7地点における調査1回あたりのフクロウの平均鳴き返し個体数を、縦線はその標準誤差を示す。

テンの撮影回数は積雪期には柵内では7回、柵外では11回で、無雪期には柵内では1回、柵外では0回であった。キツネとテンの柵内外における撮影回数には、積雪期無雪期ともに有意な差は認められなかった(キツネ：積雪期, $W = 130$, $P > 0.05$; 無雪期, $W = 111$, $P > 0.05$; テン：積雪期, $W = 107$, $P > 0.05$; 無雪期, $W = 136$, $P > 0.05$; 図3)。

V. 考察

ササ類はネズミ類のカバーとして重要であり(Wada 1993), ササ類の消失によりカバーがなくなることが、ネズミ類の生息に大きく影響す

る可能性が指摘されている(田中ほか 2006)。このことから、無雪期において柵外よりも柵内でネズミ類が多かった要因の一つには、カバーの有無が関係しているものと推測される。しかし、柵外においても毎年6月下旬から10月にかけてはシロヨメナが繁茂する。本研究では、シロヨメナが繁茂する時期には、7月にしか調査を行っていないものの、柵内の捕獲個体数は柵外のものよりも10倍以上多かった。このことから、ササ類など、常時繁茂している植物のある林床は、ネズミ類の生息にとってより重要である可能性が考えられる。また、積雪期においては、ネズミ類の柵内外における捕獲個体数

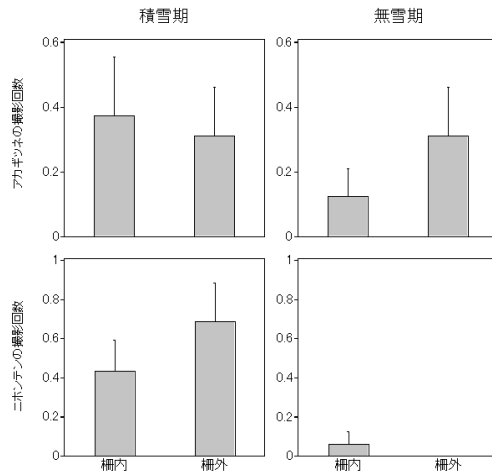


図3 積雪期と無雪期におけるアカギツネとニホンテンの自動撮影デジタルカメラによる撮影回数。棒グラフは16地点の平均撮影回数を、縦線はその標準誤差を示す。

には有意差はみられなかった。特に、積雪の多くなる1月から3月には柵内外のどちらにおいてもネズミ類はほとんど捕獲されなかった。これらについては、寒さなどによるネズミ類の何らかの生理的な変化や、生息数自体が少なくなっているなどの要因が考えられるものの、詳細は不明である。今後、積雪期において、柵内外のネズミ類の相対密度をより詳細に比較していくためには、捕獲だけではなく雪上におけるネズミ類の巣穴の数を数えるなどの調査も必要であろう。

フクロウの柵内外における相対密度は、積雪期には差はみられなかったが、無雪期には柵外よりも柵内で有意に高く、ネズミ類と同様の傾向を示した。フクロウは繁殖期には、食性がネズミ類に特化していることが示されている(白石・北原 2007)。このことから、ネズミ類の現存量の違いに応じて、柵内外のフクロウの相対密度に違いが生じたものと推測される。このことは、シカがフクロウに間接的に負の影響を及

ぼしている可能性を示している。

しかし、キツネとテンの柵内外における相対密度は、フクロウのように積雪期と無雪期において違いはみられなかった。キツネとテンは、ネズミ類の他に昆虫類やミミズ類なども食物資源として利用するため(小金澤・黒川 1983, 山本 1994, 荒井ほか 2003), 両者の密度が単純にネズミ類の現存量だけで決まっている訳ではない可能性が高い。特に柵外においては、シカの影響により一部の昆虫類とミミズ類が増加していることが示されている(関・小金澤 2010, 関 2011, Seki and Koganezawa 2013)。これらの結果は、シカによる負の間接効果(ネズミ類の減少)と正の間接効果(昆虫類とミミズ類の増加)が、キツネとテンの個体群に同程度に作用している可能性を示している。ただし、本研究では、調査期間が短く、キツネとテンの撮影回数も極めて少なかった。そのため、今後の可能性について検証していくためには、継続して調査を実施していく必要があるであらう。



写真1 自動撮影デジタルカメラにより撮影されたアカギツネ。



写真2 自動撮影デジタルカメラにより撮影されたフクロウ。

う。

これまでの研究の結果、シカは昆虫類とミミズ類を増加させることにより、タヌキを増加させていることが明らかになっている（關 2011, Seki and Koganezawa 2013）。しかし、本研究の結果、シカは植生変化を通じてネズミ類を減少させ、それらはさらにフクロウの減少に影響している可能性が示された。このように、シカの影響は種によって大きく異なっているため、今後、生態系保全のためのシカの管理を進めていくためには、さらにさまざまな種に対するシカの影響を調べ、影響を受けやすい種の生態的特徴を明らかにしていく必要があるであろう。

謝辞

本研究を行うにあたり、岡山理科大学の城ヶ原貴通助教、元宇都宮大学の太谷道生氏にはネズミ類の捕獲方法について多くのご助言をいただきました。また、宇都宮大学の入江彩香氏、岩本千鶴氏、黒澤文彦氏、中山直紀氏、千本木洋介氏、米田舜氏、東京農工大学大学院の敦見和徳氏には野外調査を手伝っていただきました。環境省日光自然環境事務所、日光森林管理署の皆様には多くのご助言、入林許可をいただいて調査を遂行することができました。ここに記して感謝の意を表します。

文献

- 荒井秋晴・足立高行・桑原佳子・吉田希代子 2003. 久住高原におけるテン *Martes melampus* の食性. 哺乳類科学 43: 19-28.
- Cote, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J. P., Dussault, C. and Waller, D. M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- Flowerdew, J. R. and Ellwood, S. A. 2001. Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry* 74: 277-287.
- 長谷川順一 2008. 「栃木県の自然の変貌 — 自然の保全はこれでよいのか」 182 p, 自費出版.
- 日野輝明・古澤仁美・伊藤宏樹・上田明良・高畑義啓・伊藤雅道 2003. 大台ヶ原における生物間相互作用にもとづく森林生態系管理. 保全生態学研究 8: 145-158.
- 蒲谷鶴彦・松田道生 2001. 「日本野鳥大鑑—鳴き声 420」 447 p, 小学館.
- Keesing, F. 1998. Impacts of ungulates on the demography and diversity of small mammals in central Kenya. *Oecologia* 116: 381-389.
- 小金澤正昭・黒川正美 1983. 日光地域における中型哺乳類の垂直分布（第二報）—とくに冬季の垂直分布とホンDIGツネの食性について—. 栃木県立博物館研究報告書 1: 67-82.
- 小金澤正昭・佐竹千枝 1996. 奥日光におけるニホンジカの植生に及ぼす影響と生態系の保護管理. 第5期プロナトゥーラファンド助成成果報告書 57-66.

- Lundberg, A. 1980. Vocalizations and courtship feeding of the Ural owl *Strix uralensis*. *Ornis Scandinavica* 11: 65-70.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rooney, T. P. and Waller, D. M. 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- 關 義和 2011. 奥日光におけるシカとタヌキの種間相互作用. 101 p, 2010 年度東京農工大学大学院博士論文.
- 關 義和・小澤正昭 2010. 栃木県奥日光地域の防鹿柵外におけるミミズ類の増加要因 — シカによる植生改変の影響 —. *日本森林学会誌* 92: 241-246.
- Seki, Y., and Koganezawa, M. 2013. Does sika deer overabundance exert cascading effects on the raccoon dog population? *Journal of Forest Research* 18: 121-127.
- 白石浩隆・北原正彦 2007. 富士山北麓における人工巢を利用したフクロウの繁殖生態と給餌食物の調査. *富士山研究* 1: 17-23.
- Smit, R., Bokdam, J., den Ouden, J., Olff, H., Schot-Opschoor, H., and Schrijvers, M. 2001. Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecology* 155: 119-127.
- Takatsuki, S. 1983. The importance of *Sasa nipponica* as a forage for sika deer (*Cervus nippon*) in Omote-Nikko. *Japanese Journal of Ecology* 33: 17-25.
- Takatsuki, S. 1986. Food habits of sika deer on Mt. Goyo, northern Honshu. *Ecological Research* 1: 119-128.
- Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation* 142: 1922-1929.
- 田中美江・斉藤麻衣子・大井圭志・福田秀志・柴田勲 2006. 大台ヶ原におけるササの繁殖とネズミ類の生息状況 — 特に防鹿柵の設置と関連づけて —. *日本森林学会誌* 88: 348-353.
- 常田邦彦 2006. 自然公園におけるシカ問題 — 人とシカのかかわりの歴史を踏まえて. 湯本貴和・松田裕之編「世界遺産をシカが食う — シカと森の生態学」文一総合出版: 20-37.
- 常田邦彦・鳥居敏男・宮木雅美・岡田秀明・小平真佐夫・石川幸男・佐藤 謙・梶 光一 2004. 知床を対象とした生態系管理としてのシカ管理の試み. *保全生態学研究* 9: 193-202.
- 渡辺 央 1989. フクロウの繁殖生態. 長岡市立科学博物館研究報告 24: 55-67.
- 山本祐治 1994. 長野県入笠山におけるテン, キツネ, アナグマ, タヌキの食性の比較分析. *自然環境科学* 7: 45-52.
- Yokoyama, S. and Shibata, E. 1998. Characteristics of *Sasa nipponica* grassland as a summer forage resource for sika deer on Mt Ohdaigahara, Central Japan. *Ecological Research* 13: 193-198.
- Zuberogitia, I. and Campos, L. F. 1998. Censusing owls in large areas: A comparison between methods. *Ardeola* 45: 47-53.

Effects of high deer density on small mammals and their predators in Oku-Nikko, Tochigi prefecture, Japan

Masaaki Koganezawa, Yoshikazu Seki, Kei Okuda, Ayako Fujitsu and
Masafumi Ito

In Oku-Nikko, the bamboo growth outside the deer-proof fence was eliminated by heavy grazing by sika deer. In this study, to examine the effects of high deer density on small mammals (mice and voles) and their predators, we investigated the abundance of small mammals, Ural owls, red foxes, and Japanese martens inside and outside the fence during December 2010-March 2011 (winter) and April-July 2011 (snow-free period). Although the abundance of small mammals did not differ between the areas inside and outside the fence in winter, the abundance inside the fence was higher than that outside the fence during the snow-free period. The results of a previous study suggested that the thick bamboo growth acted as a cover for small mammals; therefore, the elimination of the bamboo growth by the deer grazing outside the fence probably contributed to the difference in the abundance of small mammals inside and outside the fence during the snow-free period. The abundance of Ural owls inside the fence was also higher than that outside the fence during the snow-free period. This result suggests that the deer density could indirectly affect the density of Ural owls. However, the abundance of red foxes and Japanese martens did not significantly differ inside and outside the fence; this result indicates that factors other than the abundance of small mammals also contributed to the abundance of these carnivores.

日本産絶滅危惧水生植物の現状 —特に情報の不足する種の実態解明—

神戸大学水草グループ

角野康郎¹・志賀 隆²・堀井佳織¹・加藤亮太¹・倉園知広¹・熊澤辰徳¹

レッドリスト2007では、在来水生植物の43%に相当する98種の水生植物(狭義)がリストアップされた。これらの種の現状に関する諸情報をスクリーニングした結果、近年の情報が皆無か限定されているために現在の生育状況について実態が把握できない種39種が抽出された。これらの種の現状を明らかにするために、現地調査並びにヒアリング等を行った。39種のうち2種については正確な現存情報が得られなかったが、他の37種については程度の差はあるものの現状が把握できた。屋久島をのぞく既知産地全ての調査を行ったカワゴケソウ科ではカワゴロモ属4種が比較的良好な生育状況にあるのに対し、カワゴケソウ科2種は消滅または群落規模が縮小し、危機的状況にあることがわかった。イバラモ属3種のうち、ヒメイバラモは1カ所、トリゲモが2カ所、イトイバラモが少なくとも1カ所で現地調査によって確認された。このように現状が解明された種がある一方で、分布が広がる外来アザラがオオアカウキクサと誤同定されることによって、在来種のオオアカウキクサの実態が把握できなくなっているような問題も浮かび上がった。また、最近の水草ブームで多くの絶滅危惧水草が販売され、それらが投棄または植栽によって野生化するという国内外来種問題の例も増加している。絶滅危惧水生植物が多産するホットスポットが存在するが、その危機的状況を沖縄県の場合を例に紹介した。

I. はじめに

環境省2007年版レッドリストには、98種の水生植物(狭義;海草のぞく)がリストアップされている。これは日本産水生植物(在来種)の43%に相当する。このように多くの水生植物が危機的状況にあるにもかかわらず、現状が十分に把握されないまま絶滅の危機に瀕している種が少なくない。

そこで本調査では、レッドリストに掲載された絶滅危惧水生植物の最新の情報を、地域植物誌、都道府県版レッドリストほかの文献や、私たちの過去の調査資料を整理した上で、現状の把握状況について類型化した。その結果、特に情報が不足している種が抽出された。今回のプロジェクトでは、それらの種を主な対象に情報

の収集に努めるとともに、可能な限り広範な現地調査を実施して生育の実態を確認した。

本稿ではその成果の概要を報告するとともに、本調査を通じて明らかになった日本の絶滅危惧水生植物の保全の課題を指摘する。

II. 実態が不明な絶滅危惧水生植物の抽出

レッドリストに登載された98種の水生植物について、近年の情報の集約に基づきスクリーニングを行った結果、以下のような類型化が可能であった。

1. 現在も比較的多くの自生地が残存する種

今でも全国に数百レベルの集団が残存すると推定された種で、イヌタヌキモ(NT)、ミクリ(NT)、ナガエミクリ(NT)などが相当する。

1: 神戸大学大学院理学研究科 2: 大阪市立自然史博物館
2012.2.12 受付, 2013.10.18 公開

現在のレッドリストは種の絶滅確率に基づいて作成されている。これらの種の集団数が減少していることは間違いないが、ミクリやナガエミクリは河川改修等によって急減した時期があったものの、コンクリート護岸になっても水環境が維持されている場所では群落が回復しており、多くの集団が維持されている。

2. 自生地は限られるが、現在は特別の危機にさらされていない種

既知産地は限られるが、アクセス困難な山間部の池沼に生育しているケースや、当面は開発や環境悪化の懸念もないことから特別の危機にはさらされていないと判断した種である。岩手県八幡平の湖沼に分布するハリナズナ (EN) や北海道東部に分布するチシマミズハコベ (VU) は、ともに2カ所の産地しか知られていないが、いずれの産地も当面、環境が悪化する危険性はない。鹿児島県の河川に生育するウスカワゴロモ (EN) とヤクシマカワゴロモ (EN) は、特定の河川に生育が限られるが群落の状況は健全であり、集水域の環境が将来的に改変される可能性も低いと判断した（両種の生育地である志布志市安楽川と前川、屋久島一湊川は2010年に国の天然記念物に指定された）。

3. 比較的広い範囲に分布するが減少の著しい種

例としてヒシモドキ (EN)、デンジソウ (VU)、オニバス (VU)、オグラコウホネ (VU)、スブタ (VU)、トチカガミ (NT)、ミズアオイ (NT)、タチモ (NT)、ヤマトミクリ (NT) などが挙げられる。ヒシモドキやオニバスは人間活動の影響をもっとも受けやすい低平地の水域に生育するために湖沼の開発や水質汚濁の進行によって既知産地の多くが失われた（角野 1997）。オニバスは目立つ水草であるために分布情報が文献や標本として記録されており、既知産地として約320ヶ所あまりが記録されているが（角

野 1994a）、現在では約40カ所に減少している（数十年の休眠期間において復活する例があるために、水域が残存する限り絶滅とは断定できない）。そのために自生地は概数でしか示せない。ヒシモドキは23の都道府県から記録があるが、今回の調査で現存が確認できたのは5道県であった（福岡県については正確な情報が得られず判断を保留）。またスブタやデンジソウは、かつては「全国害草」（笠原 1950）とされるほど各地の水田に繁茂した種であるが、農業の近代化による除草剤の多用と圃場整備によって現在ではきわめて稀な種になっている。ミズアオイのように氾濫原湿地に生育地があった種も、水辺環境の改変によって自然かく乱が減少したことによって激減している。

4. 危機的状況にさらされている分布局限種

もともと分布が限られる種の中に、絶滅の危険性が高まっている種が存在する。シモツケコウホネ (CR) は、新種として記載された段階で（Shiga et al. 1996）すでに3カ所しか集団が残っていなかったが、栃木県日光市の最大の産地が圃場整備地区に入り、集団の存続が危惧される状態にある。他の産地もきわめて小規模な集団である。ガシャモク (CR) は北九州市に自生地が1カ所しか残っておらず、この集団でも楽観を許さない状態が続いている。

以上の1～4に分類された種については、差し迫る危険度は異なるが、何らかの情報が有り、程度の差こそあれ注意が払われ、実際に保全の取組が進んでいる例もある。一方、今回のスクリーニングによって近年の情報がまったくない種や、調査自体が行われておらず生育実態が把握できていない種も存在が明らかになった。これを以下のように5としてまとめた。

5. 現状が明らかではない種

近年の確認情報が皆無であるか限定され、現状が明らかでない種がとして表1に示した39

種を抽出した。

これらの種の実態が明らかでない理由はさまざまである。近年の調査が行われておらず、過去の標本記録があるものの現在の生育あるいは消滅に関する情報を欠く種がもっとも多い。情報はあがるが誤って同定されているために再調査が必要な種もある。例えばトリゲモ (VU) はしばしばオオトリゲモが誤同定されて報告されている。タヌキモ (NT) は、小宮ほか (2001) によってオオタヌキモが報告された後も同種と区別されずに報告されている例が多く、正確な分布実態が明らかではない。また外来のアゾラ (アカウキクサ属) が急速に分布拡大している中で、在来種との識別法が最近まで十分に認識されなかったために外来種が「オオアカウキクサ」として報告されている例がある。そのために在来種のオオアカウキクサが現時点でどの産地に残存しているのか正確な把握ができない。

また分類学的改訂によって新しい分類群として再定義されたために、分布の現状が明らかでない種も出現している。ミズニラ属 (Takamiya et al. 1997, 高宮 1999) はその 1 例で、オオバシナミズニラ (EN) とシナミズニラ (VU)、ミズニラ (NT) とミズニラモドキ (VU) は識別されずに報告されているために、過去の情報は再

検討が必要になっている。

このように背景は異なるが、情報が全くないか断片的な記録しかなく実態が不明の種として 39 種がリストアップされた。

今回の調査では、現状の一端しか明らかにできなかった種が大半であるが、特に絶滅の危険性が高く、現状を把握しておく緊急性が高いと考えられる種に重点をおいて調査を進めた。

III. 現地調査から明らかになった絶滅危惧水生植物の実態—いくつかの事例

1. 九州南部のカワゴケソウ科植物

九州南部に分布が限られるカワゴケソウ科植物は 1990 年代初頭の調査 (野呂ほか 1993) 以降、天然記念物指定のための詳しい調査が行われた志布志市安楽川・前川のカワゴケソウとウスカワゴロモ (寺田・大屋 2009)、屋久島一湊川のヤクシマカワゴロモ (寺田ほか 2009) をのぞいて、現況が明らかではなかった。上記の現状不明種として抽出したのはタシロカワゴケソウ、カワゴケソウ、カワゴロモの 3 種であるが、他の種についても上記の河川をのぞき現状に関する情報が得られなかった。そこで屋久島をのぞく既知産地全ての調査を行った。調査結果の概要をカワゴケソウ属とカワゴロモ属に分

表 1 実態不明として抽出された絶滅危惧水生植物 (39 種)。

絶滅危惧 IA 類 (CR)

タシロカワゴケソウ、カワゴケソウ、ホソバヘラオモダカ、カラフトグワイ、イヌイトモ、ネジリカワツルモ、ヤハズカワツルモ、ムサシモ、ヒメイバラモ、ナガバエビモ

絶滅危惧 IB 類 (EN)

オオバシナミズニラ、ナンゴクデンジソウ、カワゴロモ、オオイチョウバイカモ、ヒメバイカモ、チトセバイカモ、ミズスギナ、フサタヌキモ、トウゴクヘラオモダカ、アズミノヘラオモダカ、セトヤナギスプタ、イトイバラモ、トリゲモ、ミスミイ

絶滅危惧 II 類 (VU)

ミズニラモドキ、オオアカウキクサ、ネムロコウホネ、ヒメビシ、オグラノフサモ、ヒメシロアサザ、コキクモ、ホソバヒルムシロ、ヒンジモ、ヌマハコベ、チシマミクリ、ウキミクリ

準絶滅危惧 (NT)

ヒメミズニラ、タマミクリ、タヌキモ

けてまとめる。

1) カワゴロモ属

本属には4種が知られる。カワゴロモは4河川に分布するが、雄川では花背付近から平原(鹿児島県錦江町)にかけて基盤や転石に付着して生育している様子が確認できた。かつて「カワゴケソウ科植物自生地の典型的景観」といわれる群落が見られた花背付近は、地元の古老によると以前は開花期になると川が白く染まるほどだったという。今はその当時に比べると生育面積は著しく減少しており、現在の水量ではカワゴロモの生育できる場所は限られる。しかし下流にむかって生育範囲は広がっており、群落衰退の危機は脱した状況であった。神之川(鹿児島県錦江町)では馬場橋から半ケ石にかけて、カワゴロモの生育に適した基盤岩の露出地では群落規模の差はあれ各所で群落を確認できた



図1(上) 神之川(鹿児島県錦江町)。人工護岸化された部分にもカワゴロモは良好な状態で生育していた。(下) 神之川のカワゴロモ。

(図1)。コンクリート護岸で改修された河川域にも良好な状態で生育しており、神之川のカワゴロモは危機的状況ではないと判断された。肝属川水系(鹿屋市)のカワゴロモは絶滅したとされていたが、野呂ら(1993)が支流の苦野川で生育を確認している。この場所は「吾平町の天然記念物」の標識があるもののほとんど顧みられない状況であるが、今回の調査によってもカワゴロモは短い区間ながら生育を確認できた(図2)。水質は良好である。

一方、既知のカワゴロモ生育河川の高須川(鹿屋市)では野呂ら(1993)が報告した高洲町付近にも、故今村駿一郎博士が記録された「高橋バス停」付近にも、カワゴロモは確認されなかった。高須川上流にはカワゴロモが生育可能な環境が残るが、かつて報告された場所は環境の改変を受けており、カワゴロモは消滅したと見な



図2 肝属川水系唯一のカワゴロモ自生地・苦野川(鹿児島県鹿屋市)。(上) 自生地の看板、(下) カワゴロモが生育する区間の景観。

された。

ウスカワゴロモは、安楽川、前川（ともに志布志市）に良好に生育している（図3）。両川は2010年に天然記念物に指定されている。しかし前川のカワゴロモ生育地は分布範囲が局限される上に周辺の樹木の成長で光環境が悪化しているために、今後の保全のためには何らかの対策が必要と考えられた。

オオヨドカワゴロモの生育範囲は縮小しているものの、大淀川水系岩瀬川岩瀬橋付近（宮崎県小林市）に生育が確認できた（図4）。上流に小林市街を抱えているために水質の悪化防止が課題であるが、現在の環境が保全されれば急激に衰退することはないであろう。

このように宮崎県並びに鹿児島県の大隅半島側に分布するカワゴロモ属植物については、高須川をのぞき、比較的良好的な生育状態にあるこ



図4 （上）大淀川水系岩瀬川（宮崎県小林市）のオオヨドカワゴロモの生育地。（下）オオヨドカワゴロモ。



図3 （上）ウスカワゴロモとカワゴケソウが共存する安楽川（鹿児島県志布志市）の景観。（下）開花・結実するウスカワゴロモ。

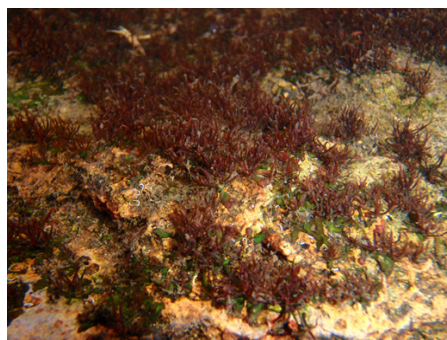


図5 （上）馬渡川（鹿児島県枕崎市）のカワゴケソウ（トキワカワゴケソウ）の自生地。（下）紅葉したカワゴケソウ。

とが確認された。岩瀬川以外のいずれの産地も集水域は過疎地であり、当面の危機はない状況であった。

②カワゴケソウ属：カワゴケソウ属植物のうち、トキワカワゴケソウとマノセカワゴケソウは分子系統学的研究の結果、カワゴケソウと同一種であることが明らかになり（Kato 2008）、現在、日本にはカワゴケソウとタシロカワゴケソウの2種が分布する。このうちカワゴケソウについては以下のとおりである。

馬渡川の生育地（鹿児島県枕崎市；かつてトキワカワゴケソウとされていた産地）では10 m×7 m 程度の群落を確認された（図5）。この上流にも下流にも分布が拡大する様子はなく、この場所から消滅すれば馬渡川からカワゴケソウは消滅することになる。かつてマノセカワゴケソウとされた万之瀬川（鹿児島県南さつま市）のカワゴケソウはダムの建設による水位低

下のために1980年代の調査でも危機的状況であった。野呂ら（1993）は、1 m²の群落が1カ所だけ残っていると報告したが、今回の調査ではこの群落も確認できなかった（図6）。万之瀬川からはカワゴケソウが消滅した可能性が高い。

カワゴケソウ最大の自生地である川内川水系では、久富木川（カワゴケソウの最初の発見地）では小規模ながら健全な群落が残っている。川内川本川における最大の群生地とされた宮之城町「轟の瀬」からはカワゴケソウは消滅したと野呂ほか（1993）は報告したが、今回の調査では轟大橋から下流約70 mの区間で生育が確認できた（図7）。しかし、糸状の緑藻類に覆われる状態がほとんどで、その被陰によって十分な生育ができない可能性と、藻類（水質汚濁の指標とされる *Cladophora* またはその近縁種と同定した）の繁茂自体が水質の悪化を示してい



図6 （上）万之瀬川本流と（下）白川合流点。1990年頃には白川合流点付近にカワゴケソウ（マノセカワゴケソウ）が記録されているが、今回は確認できなかった。



図7 （上）川内川「轟の瀬」（鹿児島県さつま町）の景観。野呂ほか（1993）では「カワゴケソウは消滅」と報告されていた。（下）今回の調査で生育が確認されたカワゴケソウ。果実をつけている。

るので、必ずしも良好な生育状態とは言えない。さらに川内川で危惧されるのは、治水のための大規模河川改修工事が各所で進んでおり（図8）、保全意識の希薄化が危惧されることである。集水域の人口もカワゴケソウ科植物が生育する河川としてはもっとも多いために、水質のこれ以上の悪化を防がなければ、カワゴケソウ群落の衰退が予想される。

カワゴケソウがもっとも良好な状態で生育していたのは天然記念物にも指定された安楽川



図8 川内川「轟の瀬」下流で進む河川改修工事。川内川では、各所で治水のための改修工事が進行している。



図9 (上) 雄川上流第2南風谷橋付近の景観。(下) タシロカワゴケソウ。数パッチしか確認できず、また開花時期にもかかわらず開花個体はなかった。

（志布志市）であるが、他の河川のカワゴケソウは決して楽観できない状態にある実態が明らかになった。

もう1種のカワゴケソウ科植物であるタシロカワゴケソウは1995年に新種記載されたものであり（Kadono and Usui 1995）、地元でも唯一法的な保護の網がかかっていない種である（他の種は鹿児島県あるいは地元市町村の天然記念物に指定されている）。タシロカワゴケソウの1990年代前半の調査時には、雄川の上流部の旧田代町南風谷付近の約2 kmの区間にわたって多産していたが、今回は第二南風谷橋下流付近に数パッチしか確認できなかった（図9）。過去の記録と比べると激減である。しかし、これは環境の悪化によるものではなく、2010年7月の豪雨により大規模な出水があり、流れて

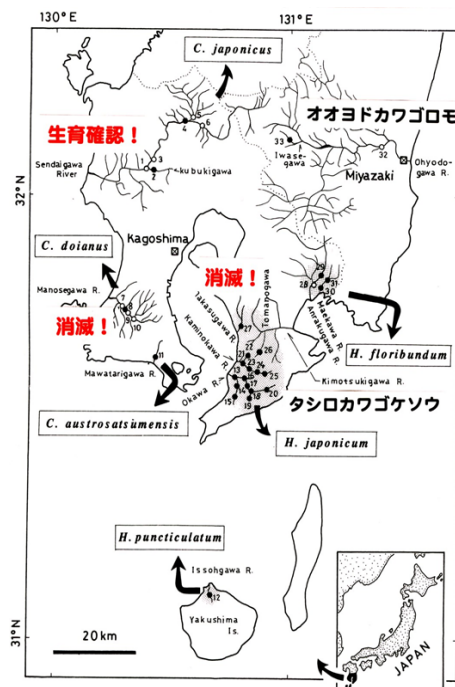


図10 カワゴケソウ科植物調査のまとめ。高須川と万之瀬川から、それぞれカワゴロモとカワゴケソウが消滅した。川内川「轟の瀬」ではカワゴケソウの生育が再確認された。野呂ほか（1993）を改変。

来た土砂に葉状体が剥離された可能性がある。凹地には大量の砂礫が溜まっていたことから、タシロカワゴケソウ群落に被害を与える規模の土砂の流下があったと推察された。水質や水量の環境は良好なので、今後の課題はタシロカワゴケソウ群落が回復していくかどうかである。今後の継続的な観察の必要がある。

図 10 に野呂ほか (1993) の調査と今回の調査の結果をまとめた。

2. イバラモ科イバラモ属植物

イバラモ属 *Najas* は日本に分布する 9 種のうち 6 種が絶滅危惧種に指定されている一年生の沈水植物であるが、今回は現状不明種として抽出された 3 種ヒメイバラモ、トリゲモ、イトイバラモに絞って調査した。

1) ヒメイバラモ

本種は三木茂博士によって記載され (Miki 1935), 国内の 6 湖沼の標本が残っている (角野 1994b, 志賀ほか 2009)。しかし、産地ごとに変異があり、分類学的実体について研究の必要性が認められながら、未だ正体不明の幻の水生植物である。既知産地の中には干拓等で失われたものがあり、その後の情報は皆無であった。

調査者が最後に生育を確認したのは鳥取県

多稔ケ池 (鳥取市) である (1997 年 9 月; 図 11)。ヒメイバラモは鳥取県の「特定希少野生動物種」に指定されているが (2002 年指定), 具体的な保全策が取られている訳ではなかった。今回, 時期や方法を変え, 3 回にわたって多稔ケ池を調査した。

現在, 多稔ケ池には外来植物であるスイレン園芸品種とハゴロモモが水生植物の生育に適した入り江や浅い沿岸帯のいたるところで大繁茂し (図 12,13), 在来種で生育が確認されたのはヒシ (コオニビシ), ササバモ, クロモ, セキシウモ, ホソバミズヒキモ, キクモ, センニンモ, ヒメホタルイの 6 種である。スイレン群落はまだ広がっていない場所に生育している。しかし, 探索の対象であったヒメイバラモは確認できなかった。イバラモ属植物は秋になると断片化しやすく, もし湖沼に生育していれば漂着個体が見られるのがふつうである。今回の調査では, 水中の目視やささまざまな採集具による採集によっても確認できず, また漂着個体も見いだせなかった。ヒメイバラモは多稔ケ池から消滅した可能性が高い。

一方, 既知産地のうち最近の情報がなかった山梨県河口湖には三木がヒメイバラモの特徴と



図 11 1997 年に多稔ケ池 (鳥取市) で採集されたヒメイバラモ。



図 12 2010 年 10 月の多稔ケ池の様子。外来スイレンが繁茂している。

した葉の鋸歯数が2～4個のイバラモ属植物が比較的多く残存していることが確認された(図14)。河口湖の「ヒメイバラモ」は多稔ケ池のヒメイバラモとは特徴が異なり、分類学的再検討の余地はあるが、Miki (1935) の記載にはよく合致するために、ヒメイバラモと同定した。現存が確実なヒメイバラモは全国で1カ所にしか残っていないということになる。

2) トリゲモ

トリゲモは、上述のように類似種オオトリゲモが「トリゲモ」と誤同定されている場合が多く、確実なトリゲモの生品または標本記録はここ10年以上の間確認できず、日本のどこに残存しているのか全く情報がない状態であった。今回の調査で小川原湖(青森県)と河口湖(山梨県)から生育が確認された(図15)。今まで、

関東以北からのトリゲモの分布情報はなく、また河口湖でも初記録である。今回の調査によって、ため池のような水位変動の大きな水域に生育するのはオオトリゲモであり、トリゲモの生育は自然湖沼に限られるのではないかと推察された。この仮説を検証するためにより広範な湖沼調査を進めることの必要性があるが、トリゲモが一般に認識されている以上の稀産種であると同時に、分布範囲が広い可能性が明らかになったといえる。

3) イトイバラモ

本種は北海道と東北地方から分布記録のある稀産種であるが、新種 *Najas yezoensis* Miyabe として報告された際の基準産地である釧路地方の湖沼ではこの20年ほどの間に完全に消滅した(角野ほか1992)。北海道、東北地方でも何

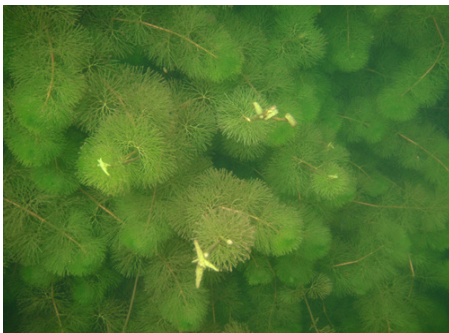


図13 多稔ケ池に広がる外来種の(上)スイレンと(下)フサジュンサイ。



図14 (上)河口湖(山梨県富士河口湖町)で確認されたヒメイバラモ。(下)ヒメイバラモが生育していた河口湖岸(奥河口湖と呼ばれる一帯)。



図 15 トリゲモ、小川原湖（青森県三沢市）採集。

カ所かの産地が見つかったが、福島県の1カ所をのぞき現在は確認されていない（秋田県にも数カ所の記録はあるが、今回は確認できなかった）。一方、神奈川県芦ノ湖から採集されたイバラモ属植物がイトイバラモと同定されている（内山 2001）。今回、芦ノ湖の現状を調査した。観光化が進む北東部では、かつて多産したササエビモ（EN）をはじめとする水生植物は消滅して皆無の状態であったが、観光地化を免れている南部の白浜付近にはセキショウモ、クロモ、ヒロハノエビモなどとともにイトイバラモの生育が確認された（図 16）。今年になって赤城大沼（群馬県）からも生育が報告された（大森ほか 2011）。今まで分布の中心とされていた北海道と東北地方で壊滅的な状況にある一方で、関東地方の観光地の湖沼に残存していることになり、今後の保全が課題である。

3. シモツケコウホネの現状

シモツケコウホネ（図 17（上））は、世界で唯一の沈水性コウホネ属植物 *Nuphar submersa* Shiga & Kadono として新種報告された（Shiga et al., 2006）。産地は栃木県に限られ、標本記録のあった9カ所のうち、既に3ヶ所にしか残存

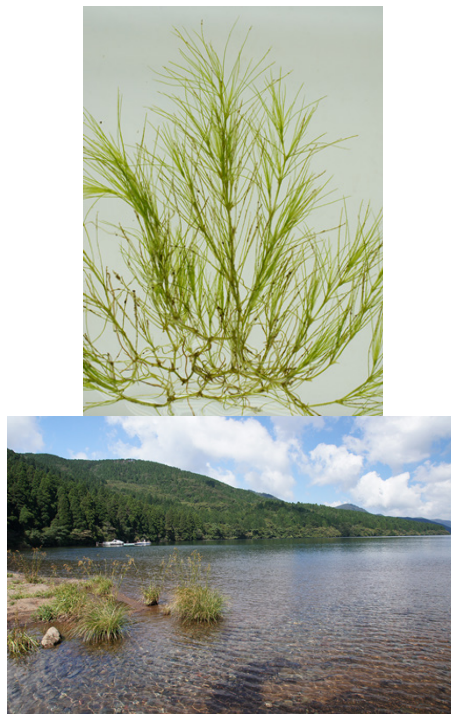


図 16 （上）イトイバラモ、（下）イトイバラモが生育していた芦ノ湖湖岸（神奈川県箱根町）。

していない状況から、急遽、レッドリストに追加された経緯がある。その後、新たな産地が1カ所見つかり合計4集団（日光市、那須烏山市、真岡市、さくら市各1地点）が現存するが、群落面積は合計 60 m² 程度にすぎない。そのうち最大の自生地である栃木県日光市の水路が圃場整備の対象地となり、保全対策が検討された結果、現在シモツケコウホネが生育する水路の一部は現況を保全するが、他の部分は新たに作られた保全地域の水路に移植が行われた（図 17 下）。シモツケコウホネについては現存する全集団について分子遺伝学的手法を用いた個体識別が京都大学との共同研究で行われている。今回は移植の成否を含め現状を調査した。

コウホネ属は地下茎を伸長させて子株をつくるために大きな群落でも1個体である可能性がある。そこでマイクロサテライト法を用いて遺伝学的に個体識別した結果、日光市におけるシ

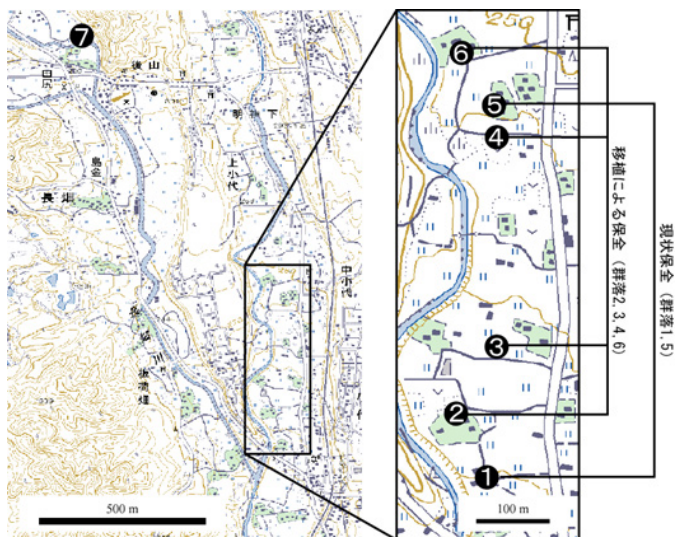


図 17 (上) シモツケコウホネ (栃木県日光市)。(下) 圃場整備にともなう保全計画。



図 18 保全計画に基づいてシモツケコウホネが移植された人工水路の現況。生育状況は良好とは言えない。

モツケコウホネ集団は、圃場整備前の時点で 31 個体からなることが判明していた。今回の調査の結果、この集団からは 28 個体しか識別できず、およそ 10 % の減少となった。圃場整

備後、日光集団において「3 個体」が消滅したことになる。これは保全遺伝学の通説では急激な遺伝的劣化は生じていないと判断される水準であるが、移植株の生育状態は悪いものが多く



図 19 (左) ナガバエビモの水中写真 (北海道浜中町)。(右) ナガバエビモの現在の状況。●:生育, ☆:新たに見つかった生育地点, *:消滅。「?」の地点は、今回の調査では状況を確認できなかった。

(図 18), 今後も継続的なモニタリングが必要である。

さくら市で見つかった集団の遺伝子型は従来知られていたものとは異なり、移植由来ではなく自生集団であることが明らかになった。他の産地との遺伝的な類縁関係については、どの地域からも等しく分化しており、この個体(集団)のみから確認される固有の対立遺伝子も持っていた。小規模な群落であるが、シモツケコウホネの種全体として見たときには非常に重要な集団であり、保全の取り組みが重要である。

4. その他

その他の種については、既知産地を網羅する調査が行えなかったものの、ここでの報告を控えるが、減少の実態の参考になる事例を2, 3書き記しておく。

ナガバエビモは北海道の湖沼に分布する大型の沈水植物である。既知産地は図 19 に示したとおりであるが、調査者らの過去数年の調査結果も含めて、かつての多産地であった釧路湿原の湖沼などからは消滅した(角野ほか 1992, 角野 2007)。今回の調査で道東の浜中町から根

室市にかけた一帯で、良好な状態で残存している集団を2カ所確認することができた。この地域の水域にはヒンジモやチトセバイカモなどの絶滅危惧種も良好な状態で生育しており、今後、優先的に保全されるべき重要な湿地が集中する地域である。

同じヒルムシロ属のホソバヒルムシロも大型の沈水植物であるが、ナガバエビモ同様に多くの既知産地から姿を消した。特に釧路湿原周辺の産地は全滅である。本種の分布の南限は長野県であるが、現在の南限は群馬県(赤城大沼)である。過去数年の記録も加え、現存が確認できているのは5カ所にとどまる。

ミクリ属で減少が著しく現状が把握できない種のひとつがタマミクリである。かつては北海道の湿原とつながる池沼や水路では各所で見かけられたが、現在までに調査者らの知る産地の多くで消滅した。今回の調査でも北海道の道央や道東地域では確認できなかった。一方、今まで情報の乏しかった網走～宗谷地方に比較的残存していることがわかった。ほとんど調査が入っていない地域なので、今後の詳しい調査が

期待される。

実態が不明として抽出した 39 種のうち、現存情報が確認できなかったのはイヌイトモとネジリカワツルモの 2 種である。絶滅の可能性が指摘されていたカラフトグワイも北海道の湖沼に生き残っていることが確認された（丸山・山崎 2011）。他の種については、少なくとも 1 カ所以上で生育情報が確認できた。これらの種の現状については調査を継続して報告する予定である。

IV. 絶滅危惧水生植物保全の課題

今回の調査結果を踏まえ絶滅危惧水生植物の保全の課題についてまとめておく。

1. 維持管理の重要性 — 眠っている種を救おう！

水生植物の危機的状況は、従来、人間活動による水域の埋め立てや水質汚濁などによってもたらされるケースが多かった。しかし近年は、「人間活動の縮小」による放置や自然かく乱の減少が植生遷移の進行をもたらし、その結果姿を消す種が水生植物の場合も何種もある。例えばミズアオイは、除草剤抵抗性の系統が出現して大群落が見られる北日本の一部の地域を除き、関東以西では小規模な群落に限られた場所にしか残っていない。減少の大きな要因のひとつは、かく乱の減少である。ミズアオイはもともと河川の氾濫原湿地などが生育地であった。しかし、かく乱環境である氾濫原湿地の消滅とともに急速に減少が進んでいる。

静岡市葵区麻機遊水地は、かつて日本最大のミズアオイ群落がある湿地として「日本の重要湿地 500」（環境庁 2002）に選定されたが、周囲堤が整備されたことによって自然かく乱が消滅し、植生遷移が急速に進行した。現在はヨシやオギが優占し、ヤナギ類の成長も目立つ湿地となっている。ミズアオイやオオアブノメのよ

うに、氾濫原湿地を本来の生育地とする種は姿を消していた。しかし、昨年、湿地の一部が重機により試験的にかく乱された。その結果、その場所にはミズアオイやオオアブノメが復活した（図 20）。地中の埋土種子からの発芽である。この事例は、適度にかく乱を加える維持管理をすることによって絶滅危惧水生植物の保全が可能であることを示している。絶滅危惧水生植物の保全には、良好な環境を守るという取り組みだけでなく、適切な維持管理によって絶滅から救うことができるという視点も重要である。

2. 絶滅危惧種の流通・販売と新たな野生化 — 国内外来種問題

最近の水草ブームで、外来のアクアリウムプラントだけでなく、日本産の絶滅危惧水生植物がインターネットなどで販売されている。このようにして流通した植物が不用意に投棄され、あるいは意図的に植栽されるケースが増加して



図 20 （上）植生遷移の進行でヨシが優占する湿地。（下）同じ湿地で重機によるかく乱を加えるとミズアオイなど、多くの水草や湿生植物が復活した（静岡市麻機遊水地）。

いる。新たな外来水生植物の野生化の背景に、このようなブームがあることはこれまでも指摘されていたが（角野 2004）、同様の問題が在来絶滅危惧水生植物でも生じている。

今まで生育記録のなかった場所にアサザやミズキンバイなどが出現する例が報告されているが（例えば志賀・竹林 2008, 久米 2011）絶滅危惧種の販売そのものを問題とするとともに、そのようなルートを通して販売された植物の野生化も深刻な問題と受け止めるべきであろう。絶滅危惧種の実態調査の際には、このような事情も踏まえる必要がある。そのような場所で、絶滅危惧種という理由で「保全の取組み」が行われる事例もある。正しい保全意識の啓発が重要である。

3. 水草のホットスポットが危ない

多くの絶滅危惧水生植物の生育が記録されているホットスポットとも言うべき場所が日本国内にいくつかある。そのような場所が危機的状況にある。今回の調査でも、そのような場所を何カ所か調査対象地を選んだ。変化を痛感した一例が、沖縄県である。沖縄本島にはかつて多くの水田があり、そこには多種多様な水生植物が生育していた。沖縄県恩納村からは絶滅危惧種を含む多くの水生植物の標本が採集されている。しかし、現在はリゾート開発が進み、水田の大半は畑地に転用され、残された水田では圃場整備が進んだ（図 21）。かつての水草の多産地の面影はない。水田がサトウキビ畑に転用されたのは沖縄本島全域の産業構造の問題であるが、生物多様性の観点からは重大な変化である。今や沖縄本島で見られる水生植物の代表は、ダム湖のボタンウキクサ（ウォーターレタス）である。

離島の現状も石垣島と西表島で調査することができた。石垣島においても水田のサトウキビ畑への転換や圃場整備の進行で、かつての「水



図 21 圃場整備（土地改良事業）によって、絶滅危惧水草のホットスポットが失われた事例（沖縄県恩納村）。

草の楽園」であった湿地地帯は消滅した。10 数年前まで多産したナンゴクデンジソウやヒメシロアサザは今回の調査ではついに確認できなかった。西表島には、ヒメシロアサザ、アカウキクサ、ミズオオバコ、スブタはじめ、現在も多くの絶滅危惧水生植物が生育する。しかし年々休耕田が増加し、湿地草原化が進んでいる。このような地域レベルでホットスポットを認識し、現状把握と保全の方策を考えて行くことも忘れてはならないであろう。

V. おわりに

今回の調査は 1 年間という限られた期間で行ったものであり、実態不明の種の現状について、その全貌を明らかにできたとは言えない。しかし、どのような種が正確な情報を必要としているのか、そして、それらの種の現状の一端は把握することができた。今後、これを手がかりにさらに調査を進めるとともに、全国の在野の研究者の調査を促すような働きかけを強め、情報を共有する仕組みを作りたいと考えている。

謝辞

私たちの絶滅危惧水生植物調査に際しては、水草研究会会員をはじめとする多くの方の情報を参考にさせていただいている。特に今回の調査にあたっては、高田順氏（秋田県）と杉山昇司氏（北海道）に現地をご案内いただいた。また大森威宏氏（群馬県）には群馬県の湖沼の状況、大嶋範行氏（兵庫県）には西表島の水草生育地について多くの情報を教えていただいた。記してお礼申し上げる。

今回の調査は2010年度の（財）自然保護助成基金 PRO NATURA FUND による助成金によって実施されました。

文献

角野康郎 1994a. 日本におけるオニバスの既知産地. 水草研究会報 53 : 15-19.

角野康郎 1994b. 「日本水草図鑑」. 文一総合出版.

角野康郎 1997. 水辺の環境と絶滅危惧生物 — 水草を中心に. 遺伝別冊 9号「生物多様性とその保全」: 78-85.

角野康郎 2004. 水草ブームと外来水生植物. 用水と廃水 46(1): 63-68.

角野康郎 2007. 達古武沼における過去 30 年間の水生植物相の変遷. 陸水学雑誌 68: 105-108.

角野康郎・中村俊之・渡辺恭子・植田邦彦 1992. 釧路湿原 3 湖沼の水生植物の現状. 植物地理・分類研究 40 : 41-46.

Kadono, Y. and Usui, N. 1995. *Cladopus austro-osumiensis* (Podostemaceae), a new rheophyte from Japan. Acta Phytotax. Geobot. 46: 131-135.

笠原安夫 1951. 本邦雑草の種類及地理的分布に関する研究: 水田雑草の地理的分布と発生度. 農学研究 39 (4) : 143-154.

Kato, M. 2008. A taxonomic study of Podostemaceae in Japan. Bull. Natl. Sci. Mus. Ser. B (Bot.) 34: 63-73.

環境省自然環境局 2002. 日本の重要湿地 500. 環境省自然環境局・国際湿地保全連合日本委員会.

久米 修 2011. 香川水草たより 12. アサザ. 水草研究会誌 96 : 33-34.

小宮定志・外山雅寛・沖田貞敏・柴田千晶 2001. 北日本に分布するオオタヌキモ. 植物研究雑誌 76 : 120-122.

丸山まさみ・山崎真実 2011. 北海道然別湖におけるカ

ラフトグワイの現状. 水草研究会誌 96 : 1-7.

Miki, S. 1935. New water plants in Asia Orientalis II. Bot. Mag. Tokyo 49: 773-780.

野呂忠秀・鈴木廣志・藤田忠士・金山敏秀 1993. 日本産カワゴケソウ科植物の分布. 植物研究雑誌 68 : 253-260.

大森威宏・小澤正幸・紺野 剛 2011. 群馬県赤城大沼にイトイバラモを記録する. 水草研究会誌 96 : 13-15.

Shiga, T., Ishii, J., Isagi, Y. and Kadono, Y. 2006. *Nuphar submersa* (Nymphaeaceae), a new species from central Japan. Acta Phytotax. Geobot. 57: 113-122.

志賀 隆・竹林周一郎 2008. 淀川本流沿いでアサザを発見. Nature Study 54(12): 8-9.

志賀 隆・藤井伸二・瀬戸 剛 2009. 三木茂博士寄贈水草さく葉標本目録. 大阪市立自然史博物館収蔵資料目録, 第 41 集.

高宮正之 1999. ミズニラ属の自然誌と分類. 植物分類地理 50 : 101-138.

Takamiya, M., Watanabe, M. and Ono, K. 1997. Biosystematic studies on the genus *Isoetes* (Isoetaceae) in Japan. IV. Morphology and anatomy of sporophytes, phytogeography, and taxonomy. Acta Phytotax. Geobot. 48: 89-122.

寺田仁志・大谷 哲 (2009) 志布志市安楽川と前川に自生するカワゴケソウ科植物の生育環境について. 鹿児島県立博物館研究報告 28 : 1-28.

寺田仁志・手塚賢至・斉藤俊浩・手塚田津子・大谷 哲 2009. 屋久島一湊川におけるヤクシマカワゴロモの分布と生育環境について. 鹿児島県立博物館研究報告 28 : 29-58.

内山 寛 2001. イバラモ科 Najadaceae. 神奈川県植物誌 2001: 187-190. 神奈川県立生命の星・地球博物館.

The current status of endangered aquatic plants in Japan with special reference to data poor species

Yasuro Kadono, Takashi Shiga, Kaori Horii, Ryota Kato,
Tomohiro Kurazono and Tatsunori Kumazawa

98 species of aquatic plants have been listed in the Red List 2007. It means that 43 % of native aquatic plants in Japan are threatened. The current status of their populations was evaluated based on the recent information such as literatures and our own survey data. As a result, recent information was insufficient and the present status was unknown for 39 species. This investigation was conducted to make the present population status of the species clear. As a result, at least more than one extant populations of 38 species were confirmed. But the situations were critical. For example, the survey of Podostemaceae plants revealed that the species of *Cladopus* were truly endangered in most of the populations but the population status of *Hydrobrium* species was rather good. Only one population of *Najas tenuicaulis* was left presently and two populations were confirmed for *N. minor* and *N. yezoensis*. In some cases misidentification resulted in incorrect recognition of the present status of some species, e.g., *Azolla japonica*. Naturalization of commercially spread endangered aquatic plants was documented in some areas. Such examples are increasing and will become a serious problem to the conservation of biodiversity in Japan.

Hot spots of endangered aquatic plants were threatened by development and succession of vegetation. The critical state of aquatic plants in Okinawa Prefecture was depicted as one of the case.

利尻島の湿原の生態系保全と自然史教育のための環境史・ 植生史に関する研究 —ボーリング調査で探る南浜湿原の生い立ち—

利尻・礼文自然史研究会

佐藤雅彦¹・近藤玲介²・百原 新³・西内李佳⁴・紺野美樹⁵・五十嵐八枝子⁶・
重野聖之⁷・長井雅史⁸・小杉和樹⁹・遠藤邦彦¹⁰・入野智久¹¹

北海道北部、利尻島に位置する南浜湿原は、約4,000年前の火山活動によって形成された凹地に存在する。凹地内には噴火直後に急速に火山性碎屑物が再堆積し、引き続き湖沼環境となった。約3,500年前以降に湿原となり、約1,400年前以降にアカエゾマツ林が成立した。また、近年は乾燥化が著しい。

この研究成果を地域住民へ還元するために、社会教育活動が開催された。野外観察会では、掘削地点周辺を観察し、講演会では、研究結果を周知するとともに、住民自身の手によってコア試料の標本作成が行われた。このような、研究者と地域住民との共同作業による標本作成や情報の共有は、南浜湿原の成立過程を理解し湿原の保護に向けた意識の向上に貢献するものである。

1. はじめに

北海道北部、利尻島に位置する南浜湿原は、ミズゴケが優占する日本最北の高層湿原の一つとして知られる。ハナアブやゴミムシの一部など、利尻島において南浜湿原でしか確認されていない生物種も存在する。また、湿原は住宅地に近接して存在するため、地域住民や観光客にとっても重要な自然資源であるといえる。一方で、公的な保護地域にはほとんど指定されておらず、湿原の保護活動や自然観光資源としての活用は、地域の有志の自主的な活動に依存する部分が大きい。近年は湿原へのササや移入種の侵入が顕著であり、湿原の価値と脆弱性が再認識されつつある。しかしながら、南浜湿原の地学的背景を含めた成立要因や、湿原形成以降の植生史など、南浜湿原の自然史には不明な点が多

い。そこで本研究では、南浜湿原内において機械式ボーリングによってコア試料を採取するとともに、手動式ボーリングもおこない、湿原成立の地学的背景、植生の変遷を明らかにするとともに、植生景観を明らかにすることを目的とする。本研究では、得られたコア試料を用いて堆積物の年代を把握するためにAMS¹⁴C年代測定を、植生史を検討するために花粉分析および大型植物化石分析を、水環境を検討するために珪藻分析をおこない、それらの結果について主に報告する。

併せて本研究では、これらの学術的成果を地域の自然史教育・生態系保存に役立てるべく、地域住民への成果の還元を目的とした講演やコア観察会をもおこなう。利尻島の自然史については、これまでも様々な調査研究が実施されて

1: 利尻町立博物館 2: 明治大学文学部 3: 千葉大学園芸学部 4: 千葉大学大学院園芸学研究科 5: 千葉大学園芸学部(当時)
6: 北方圏古環境研究室 7: 明治コンサルタント株式会社 8: 防災科学技術研究所地震・火山防災研究ユニット 9: 利尻町役場
10: 日本大学文理学部 11: 北海道大学大学院地球環境科学研究院
2011.12.21 受付, 2013.10.22 公開

きたほか、地元においても関心が高いテーマのひとつと言える。しかし、このような調査現場の多くは険しい場所にあり、安全面などからも現場を地域住民が見学することは難しく、研究者が見出した地域の魅力を地域住民に伝えたり、地域に資料を残したりすることが困難な場合も多い。研究対象地である南浜湿原は、身近な場所として親しまれている上、安全面の確保もできる場所である。そこで本事業では、地元博物館の協力などを得ながら、調査の成果を実際に手で触れ、これまでの体験や既存の調査の結果と比較することができるような順序立てた成果の還元を目指し、地域住民を対象とした普及公開活動を実施するとともに、研究成果を印刷物や標本などの手段で地元に残す方法を試みた。

II. 研究地域の概要

利尻島は、北海道北部の日本海側に位置し、陸上の大部分が第四紀火山の利尻火山からなる（松井ほか 1967, 小林 1987, 図 1）。利尻島の

中心部分には、利尻山（1,721 m）を主峰とする成層火山体が存在し、周囲を溶岩流や火山麓扇状地、多数の側火山が取り囲む（守屋 1975, 三浦・高岡 1993, 近藤・塚本 2009）。側火山の多くは、利尻島の南部～南東部の利尻山中腹～海岸付近に存在し、スコリアや溶岩流を噴出した火砕丘やマールからなる（石塚 1999）。利尻島におけるこれらの側火山群は、利尻火山における最終期の火山活動によって形成されたことが推定されているが（石塚 1999）、それらの活動史や層序、年代に関する資料は乏しく、不明な点が多い。

南浜湿原は、利尻島南部の海岸付近、南浜の凹地内に位置する（図 1）。平坦な低地と周囲の急崖斜面の地形的組み合わせから、マール（以下、南浜マールと呼ぶ）である可能性が指摘されているが、火山噴出物や年代資料は確認されていない（石塚 1999）。南浜マールの東には、大規模な爆裂火口と火砕丘からなる沼浦マールが隣接する。沼浦マールは、約 9000 年前直前の火山活動で形成されたことが推定され

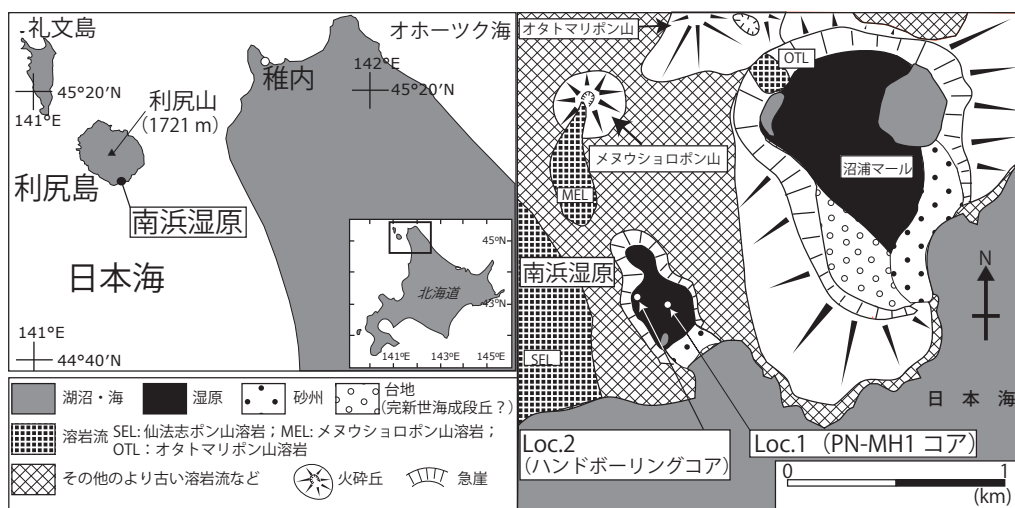


図 1 利尻島の位置と南浜湿原周辺の地形の概要。

左図は利尻島の位置を示す。右図の南浜湿原には掘削地点を示してある。

ている（赤松ほか 1997, 石塚 1999, 近藤・植木 2009）。沼浦マールの火砕丘上には、さらに別の噴火による火砕丘（オタマリポン山）や小規模な火口が形成されている。南浜マールの西側は仙法志ポン山溶岩流（石塚 1999）が広く分布する。南浜マールの北北西約 700 m には、火砕丘であるメヌウショロポン山と、ここから流出した小規模な溶岩流が分布する。

南浜マールの凹地内部の低地は、湿原と小規模な沼（メヌウショロ沼）からなり、湿原部の標高は約 2 m である。湿原部分と海は砂州で隔てられている。湿原の平面形態はひょうたん型を呈する。本報では、湿原を、ひょうたん型地形の狭窄部を境界に便宜的に北部、南部と区分する。

Ⅲ. 本研究の実施方法

1. ボーリングコアの掘削と記載

南浜湿原は海岸付近の低地に位置する湿原であるため、湿原の地層を観察可能な露頭は存在しない。そこで本研究では機械式および手動式ボーリングによって湿原地下の堆積物試料を採取した。

機械式ボーリングは、湿原南部の中心付近（Loc. 1）において、機材の運搬やぐらの設置に伴う湿原表層への損傷を最小限に抑えるために、積雪のある厳冬期（2011 年 3 月初旬）におこなった。ピストンコーラーおよびサンドサンプラーにより、コア径は 86 mm、コアの総長は 18.0 m のオールコア試料（PN-MH1 コア）の採取をおこなった。深度 4.0 m ～ 18.0 m は定方位コアである。手動式ボーリングでは、湿原南部の北西の辺縁部（Loc. 2）において、シンウォールコーラーを用い、総長 3.7 m のハンドボーリングコア試料を得た。

採取されたコア試料は、千葉大学園芸学部、日本大学文理学部、（独）産業技術総合研究所

内の実験室において半裁した後、岩相の記載をおこなうとともに、AMS¹⁴C 年代測定、花粉分析、大型植物化石分析、珪藻分析などの試料採取をおこなった。

2. 花粉分析

10 %KOH 処理 - HF 処理 - ZnBr₂ による比重分離 - アセトリシス処理の順でおこない、検鏡は光学顕微鏡を用いて倍率 600 倍でおこなった。一般的に、花粉化石の同定・計数は、各プレパラートについて木本花粉が 200 粒に達するまでおこない、その間に出現する草本花粉・胞子も連続的に同定・計数する。しかし、本試料に関しては含まれる花粉化石が極めて少なく、保存状態も良くなかったため、樹木花粉 100 個あまりのデータとした。

3. 大型植物化石分析

一試料につき 50 ml 以上切り分け、冷凍庫で一昼夜以上凍らせた後、湯で解凍し、篩を用いて 350 μm 以上の大きさの試料を洗浄した。篩上の残渣をシャーレに適量ずつ取り分け、実体顕微鏡下で同定可能な植物遺体を拾い出し、同定・計数した。

4. 珪藻化石分析

試料は適量を採取後乾燥させ、15% の過酸化水素により珪藻殻の洗浄と有機物の分解をおこない、さらに適量を希釈してプレパラートに封入し、同定・計数した。同定は、主として Krammer and Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b) に従った。

5. 現地野外調査

南浜湿原の植生区分の概要を把握するために、現地調査時に踏査によって湿原内や湿原を取り囲む斜面の植生調査をおこなった。あわせて、湿原内の高木層の分布傾向を把握するため、湿原を縦断する形で幅 1 ～ 2 m のベルトランセクトを設定し、出現するほぼ全ての高木の樹種とその胸高直径を記載した。

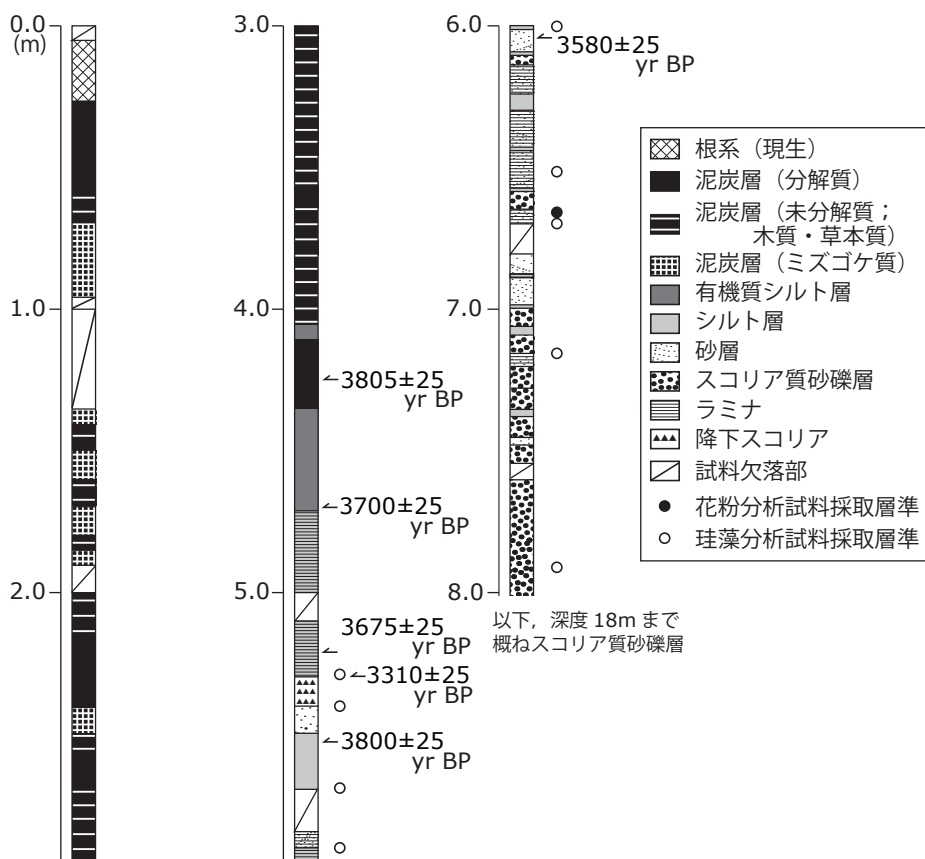


図2 PN-MH1 コアの柱状図。

IV. 結果

1. ボーリングコアの概要・記載結果

1) PN-MH1

機械式ボーリングコアである PN-MH1 の柱状図を図 2 に示す。表層～深度約 0.3 m は現生の木本および草本の根系，深度約 0.3 m ～ 4.1 m は泥炭層である。泥炭層は，分解質な泥炭層と，木本・草本質の未分解泥炭層，ミズゴケ質の未分解泥炭層の互層となっている。深度約 4.1 m ～ 4.7 m は極暗黒褐色を呈する有機質なシルト層と分解質な泥炭層の互層である。

深度約 4.7 m ～ 6.0 m は明青灰色～明灰褐色を呈するシルト層から主に構成される。このシルト層中の深度 5.3 m ～ 5.4 m には，暗褐色の淘汰が良く円摩されていない均質なスコリアが

挟まれる。深度約 6.0 m ～ 7.5 m はシルトとスコリア質の砂層が互層をなす。砂層中には厚さ数 cm の平行葉理が卓越する場合がある。

深度約 7.5 m ～ 18.0 m はスコリア質の砂礫層，砂層，基質を欠く礫層から主に構成され，概ね深度 11.0 m 以浅は暗青灰色～暗灰色を呈し，それ以深では堆積後の酸化により明赤褐色を呈する層準が多い。礫は主に直径約 1 cm 程度の極暗青灰色，暗褐色，暗赤紫色の若干円摩されたスコリアからなり，まれに直径 5 cm 程度のやや円摩された黒灰色ないし暗赤紫色の玄武岩質溶岩礫を含む。礫質または砂質な層準のほとんどは淘汰が良く，上方細粒化が顕著な場合や数 cm 厚の葉理が発達する場合がある。淘汰が悪い砂礫質の層準では，やや円摩された直

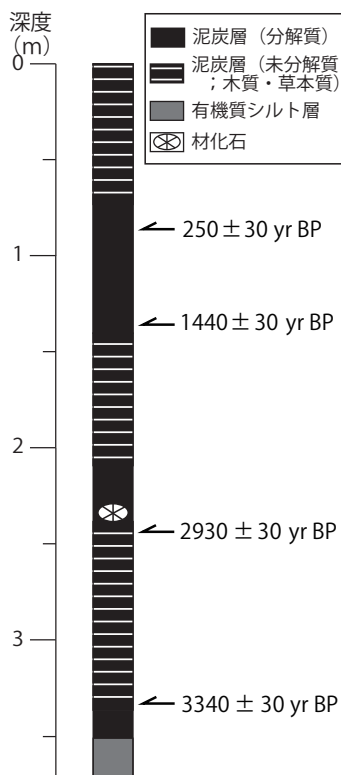


図3 ハンドボーリングコアの柱状図

径約2～5 cmの溶岩礫を含み、泥質な基質を伴う。このスコリア質砂礫層中の深度約11.9 m～12.7 mには、円磨されていない直径数 cmの暗黒灰色の新鮮かつ均質なスコリア層が挟まれる。

2) ハンドボーリングコア

ハンドボーリングコアの結果を図3に示す。表層から深度約3.5 mは泥炭層で、分解質な泥炭層と、木本・草本質の未分解泥炭層の互層となっている。深度約3.5 m～3.7 mは有機質シルト層である。深度約2.4 mに材化石が含まれる。

2. コア試料から得られた有機物試料のAMS¹⁴C年代測定結果

2つのコア試料の堆積物の年代を明らかにするため、それぞれのコアから有機物試料を採取

表1 AMS¹⁴C年代測定結果。

コア名	試料名	測定番号	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	AMS ¹⁴ C Age (yr BP $\pm 1\sigma$)
PN-MH1	MH1-C1	PLD-18296	-26.50 $\pm$ 0.14	3805 $\pm$ 25
PN-MH1	MH1-C2	PLD-18297	-25.66 $\pm$ 0.16	3700 $\pm$ 25
PN-MH1	PN-MH5	PLD-19596	-27.49 $\pm$ 0.12	3675 $\pm$ 25
PN-MH1	PN113	PLD-19595	-26.43 $\pm$ 0.11	3310 $\pm$ 25
PN-MH1	MH1-C3	PLD-18298	-26.98 $\pm$ 0.14	3800 $\pm$ 25
PN-MH1	PN111	PLD-19594	-27.83 $\pm$ 0.13	3580 $\pm$ 25
ハンドボーリングコア	1-7	IAAA-62748	-27.07 $\pm$ 0.59	250 $\pm$ 30
ハンドボーリングコア	1-12	IAAA-62711	-27.35 $\pm$ 0.54	1440 $\pm$ 30
ハンドボーリングコア	1-21	IAAA-62614	-27.70 $\pm$ 0.59	2930 $\pm$ 30
ハンドボーリングコア	1-30	IAAA-62615	-27.94 $\pm$ 0.54	3340 $\pm$ 30

年代値はすべて暦年未較正年代。

しAMS¹⁴C年代測定に供した。結果を表1に示す。PN-MH1 コアでは、深度約4.3 m、約4.7 m、約5.2 m、約5.5 m、約6.1 mからそれぞれ植物遺体を採取しAMS¹⁴C年代測定試料とした。ハンドボーリングコアでは、深度約0.8 m、約1.4 m、約2.5 m、約3.4 mから、大型植物化石分析に用いられた植物遺体をAMS¹⁴C年代測定試料とした。AMS¹⁴C年代測定は、PN-MH1 コアから採取された試料は(株)パレオ・ラボに、ハンドボーリングコアから採取された試料は(株)加速器研究所にそれぞれ分析を委託した。なお、本研究で示すAMS¹⁴C年代値はすべて暦年未較正年代値である。

3. 花粉分析と大型植物化石分析の結果

1) 花粉分析結果

PN-MH1 コアの深度6.64 m～6.69 mから試料を採取し、花粉分析をおこなった(表2)。草本花粉が全体の70 %以上を占め、そのうち半数以上はイネ科である。他にカヤツリグサ科、カラマツソウ属、キンポウゲ科、アブラナ科、ヨモギ属が多い。現在の南浜湿原の林床に優占するミズゴケ属の胞子は検出されなかった。樹木花粉はハンノキ属が多く産出した。トウヒ属などの針葉樹と、コナラ属コナラ亜属やニレ属一ケヤキ属をはじめとする温帯性落葉広葉樹が検出された。

2) 大型植物化石分析結果

ハンドボーリングコアの全層準からモミ属の葉、ダケカンバの果実や果実鱗片が産出した。

表2 PN-MH1 コアの深度 6.64 m ~ 6.69 m から産出した花粉化石.

植物名	個数
ツガ属	1
トウヒ属	2
マツ属 (不明)	1
スギ	5
クルミ属	1
ヤナギ属	4
カバノキ属	23
ハシバミ属	4
ハンノキ属	44
コナラ属コナラ亜属	2
ニレ属-ケヤキ属	2
ニシキギ科	1
トネリコ属	15
木本花粉合計	105
タデ属	1
アカザ科	3
カラムツソウ属	16
キンポウゲ科	53
コウホネ属	1
アブラナ科	24
ユキノシタ科近似種	1
マメ科	1
ヨモギ属	31
キク亜科	11
ユリ科	1
イネ科	206
ガマ属	3
カヤツリグサ科	27
草本花粉合計	379
単条孢子	37
ヒカゲノカズラ科	2
孢子合計	39
花粉・孢子総数	523

3340±30 yr BP という AMS¹⁴C 年代値が得られた試料の直下からは、コナラ属の芽が産出した。深度約 1.0 m からは、トドマツの球果鱗片・葉、アカエゾマツの葉、ダケカンバの果実、タラノキの核、キハダの種子、スゲ属アゼスゲ節の果実が産出した。アカエゾマツの葉は 1440±30 yr BP 以降の全試料から産出したが、これ以前の試料にアカエゾマツは含まれなかった。

4. 珪藻分析結果

珪藻分析結果を図 4, 図 5 に示す。PN-MH1 コアから 10 試料を選定し、分析に用いた。プレパレート観察の結果、少なくとも 21 分類群が産出したが、珪藻の個体数は最大でも 137 個体が観察される程度であり、極めて少なかった。産出した珪藻は全層準で保存の悪い海生珪藻を含む。頻度としては海生が 100% に達する層準

もあり、これらの層準が海域だった可能性を見かけ上示唆する。一方で、深度 5.90 m ~ 6.68 m まで、淡水性珪藻が卓越し、特に陸生珪藻である *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borearis* が優占する。また、深度 5.30 m, 7.14 m, 7.90 m では僅かに淡水性珪藻が産出する。

5. 現地野外調査 (植生調査) 結果

1) 植生区分

植生区分の結果を図 6 に示す。湿原の大部分は、アカエゾマツとトドマツからなるややまばらな林が広がっている。林床はミズゴケが優占し、ヤマドリゼンマイ、クマイザサ、ヌマガヤも多い。その他、エゾイソツツジ、ホロムイイチゴ、ツルコケモモ、タチギボウシ、ミズバショウなどが見られる。メヌウシヨロ沼周辺を含む湿原最南部はスゲやヨシが繁茂し、高木はシラ

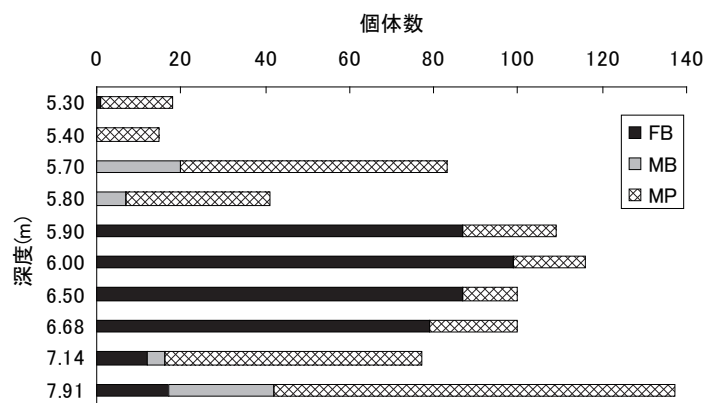
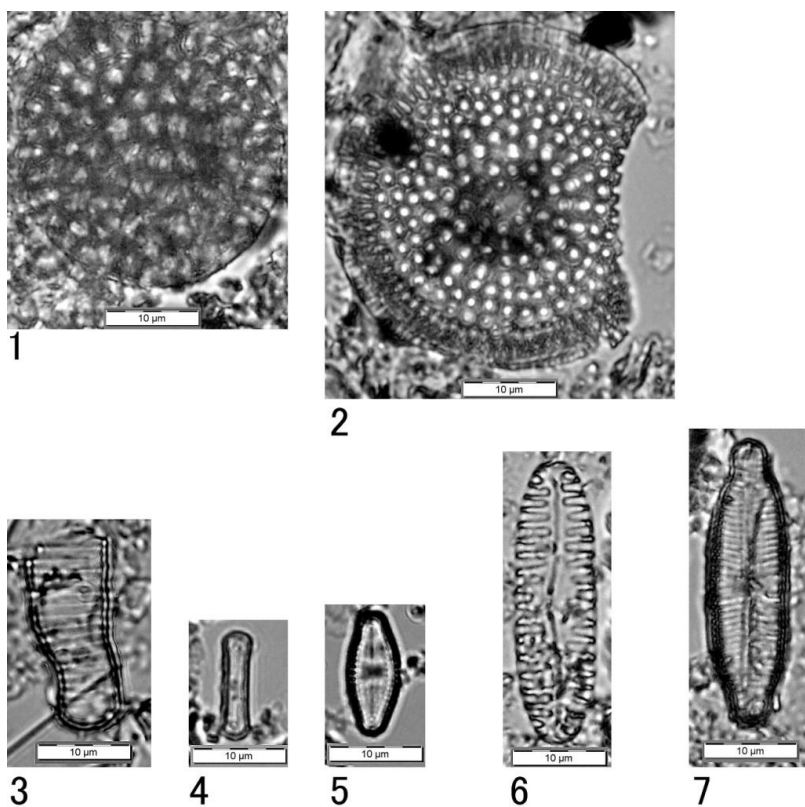


図4 PN-MH1 コアの採取深度ごとの珪藻の産出個体数.

F: 淡水・M: 海水, B: 底生・P: 浮遊性.



- 1: *Coscinodiscus marginatus* Ehrenb.
 2: *Actynocyclus ingens* f. *noudus* (Baldauf) Whiting & Schrader
 3: *Eunotia* sp.
 4: *Diademesis contenta* (Grun. ex Van Heur.) D.G.Mann
 5: *Luticola* sp.
 6: *Pinnularia borealis* Ehrenb.
 7: *Placoneis undulata* (Ostrup) Lange-Bert.

図5 PN-MH1 コアから産出した珪藻化石写真.



図6 南浜湿原の植生区分図。

1: アカエゾマツ-トドマツ林, 2: トドマツ-エゾマツ-落葉広葉樹林, 3: ササ草原, 4: ヨシ-スゲ草原

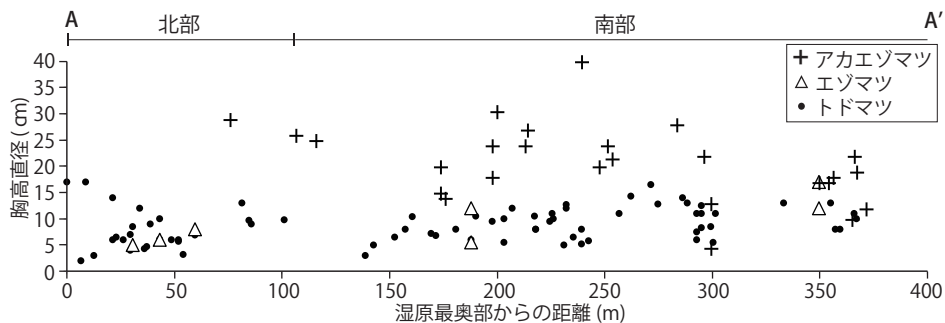


図7 南浜湿原における主要高木3種の南北分布とその胸高直径。グラフ中のA-A'は図6のベルトトランセクト経路を示す。

カバが数本生えるのみである。湿原北部は南部と比較してやや乾燥している。高木層、林床共に南部と大きな相違はないが、比較的乾燥した場所にはワタスゲが多く見られる。湿原の辺縁部はササや灌木が中央部と比較して多く、この傾向は湿原北部で顕著である。湿原を取り囲む斜面ではチシマザサが繁茂し、ヤマウルシ、ノリウツギがまばらに生える。斜面の一部には、エゾイタヤやミズナラを含む落葉広葉樹と、トドマツ、エゾマツが混交する針広混交林が分布

する。

2) ベルトトランセクト調査

ベルトトランセクト調査の結果を図7に示す。湿原内の林にはトドマツが最も多いが、南部ではアカエゾマツも多く、北部では少ないという分布傾向が認められた。エゾマツは、南部では木道脇などに複数本密集して生えているが、北部では分散して数本生えていた。

胸高直径計測の結果、トドマツ、エゾマツは小径木がほとんどで、トドマツは稚樹も多く見

られた。一方、アカエゾマツは大部分が大径木であった。アカエゾマツの小径木は、大きなアカエゾマツのすぐ側に生える数本のみであり、稚樹はベルトトランセクト上では見られなかった。

V. 考察

1. ボーリングコアから推定される堆積環境

機械式ボーリングコア PN-MH1 の岩相記載の結果、大きく以下の4つの岩相に区分される。1) 表層～深度約4.1 m: 連続的な泥炭層であり、現在とほぼ同様の湿原環境を示していると考えられる。2) 深度約4.1 m～7.5 m: シルト層ないし砂・シルト互層は、下部ではスコリア質砂礫層との互層、上部では泥炭層を挟む有機質なシルト層であり、下部から上部に向かって概ね浅い水域環境～湖沼環境～湖沼の辺縁付近の環境を示している。3) 深度約7.5 m～深度18.0 m: スコリア質な砂礫層は、やや円摩されていること、多様なスコリアや岩片を含むこと、葉理や上方細粒化が顕著な場合があることなどから、周囲の火山性碎屑物の凹地内への水流による比較的急速な流れ込みを示している堆積物であると考えられる。4) 深度5.3 m～5.4 m および深度約11.9 m～12.7 m: 円摩されておらず新鮮な形態を保存し、礫種が概ね均一なスコリア層であることから、降下スコリア層であると考えられる。

ハンドボーリングコアの岩相も、上部の泥炭層と下部の有機質シルト層に大別され、採取された深度まではPN-MH1 コアと同様の層序であるといえる。

PN-MH1 コアの珪藻分析の結果、海生及び淡水性珪藻の双方が確認された。海生及び淡水性珪藻が同時に生息していた環境が沿岸域にあるとすれば、それは潮間帯であり、本来は汽水性の珪藻が産出するはずである。汽水性の珪藻が

産出しないという事実は、それらが選択的に溶解した可能性もあるが、汽水性のみが全く産出しない事実は、そもそもほとんど生息していなかったと考える方が妥当である。したがって、産出した海生珪藻または淡水性珪藻の内、どちらかが凹地内に流入する環境だったと考えられる。南浜湿原は周囲に大きな河川がないため、淡水性珪藻がこの堆積環境に流入してきた可能性は低い。また淡水性珪藻中、陸生珪藻が、多く認められることから、特に5.90 m～6.68 mまでの堆積環境は塩分の変動がほとんどない湿地環境だったことが示唆される（潮間帯よりも高い位置）。それ以外の淡水性珪藻を僅かに含む層準（5.30 m, 7.14 m, 7.90 m）も、同様に解釈される。5.40 m～5.80 mは淡水性珪藻の産出が認められないが、産出する海生珪藻の組成がほとんど変化しないため、同様の環境だったと推定される。

以上のことから、数としては卓越する海生珪藻は、主に波浪が砂州を乗り越えることにより海から運搬された種であると推定される。日本列島では縄文期に海面が現在より数m高かったことが知られるが、本研究の珪藻分析の結果は、AMS¹⁴C年代測定結果と矛盾せず、縄文海進より後の時代の堆積物であることを支持するものである。なお、見出された海生珪藻は、北海道の第三系の地層からも産出する種であり（嵯峨山 2002, 柳沢 2010）、誘導化石（リワーク：再堆積）の可能性もある。

2. 南浜湿原の存在する凹地の形成と火山活動

PN-MH1 コアの深度7.5 m以深のスコリア質砂礫層は、概ね急速に堆積したと考えられる。スコリア質砂礫層は、東に隣接する沼浦マールから噴出したベースサージ堆積物や、南浜の西方に分布する野中火砕物（石塚 1999）とは、色調や粒径、異質岩片の含有量などの特徴が異なる。たとえば、南浜地区東部の沼浦マール起

源のベースサージ堆積物の露頭では、直径 20 cm を超える火山礫が極めて多く含まれることが観察できる。また、南浜西方に位置する野中地区の海食崖で露出するスコリア質火砕物の互層には、多量の異質岩片（直径数 cm ～ 10 cm の泥岩礫）が含まれている。一方で、PN-MH1 コアのスコリア質砂礫層は、粗大な火山礫を多く含まないことや、泥岩礫をほとんど含まない。したがって、コア試料のスコリア質砂礫層は、近傍の側火山から噴出した火砕物を起源とせず、南浜マール形成時の火山噴出物が、噴火直後に爆裂火口内部に急速に再流入したものであると考えられる。

スコリア質砂礫層と上位のシルト層は、境界部で互層となり漸移的に湖沼環境のシルト層に移行している。湖沼堆積物の AMS¹⁴C 年代値は 3600 ～ 3800 年前であることや、湖沼堆積物とスコリア質砂礫層の間に時間間隙を示す堆積構造が観察されないため、およそ 4000 年前に南浜において噴火イベントが生じ、凹地が形成されたと考えられる。

PN-MH1 コアのシルト層、砂・シルト互層から得られた複数の AMS¹⁴C 年代値は概ね 3600 ～ 3800 年前の値を示している。この結果は、湖沼環境下での堆積物もまた短期間で急速に堆積したことを示す。また、有機質シルトに挟まれる泥炭層（深度約 4.3 m）の年代値は、3825±25 yr BP であり、ハンドボーリングコアの有機質シルト直上の AMS¹⁴C 年代値は 3340±30 yr BP であった。したがって、約 3500 年前頃までには湖沼環境～湖沼辺縁部の環境から、現在の湿原環境になったと考えられる。

深度 5.3 m ～ 5.4 m および深度約 11.9 m ～ 12.7 m の 2 枚の降下スコリア層は、約 4000 年前～湿原形成時までの間に近傍の側火山での噴火によってもたらされたと考えられる。南浜マールの東に隣接する沼浦マールは、およ

そ 9000 年前直前に形成されたことが明らかにされているので、これらの給源とは考えられない。深度約 11.9 m ～ 12.7 m の降下スコリア層は、厚く、粒径も比較的大きいため、比較的大きな火山活動による降下物であると推定されるので、南浜マール北東の火砕丘であるメヌウショロボン山が給源である可能性がある。深度 5.3 m ～ 5.4 m の降下スコリア層は、薄く粒径も小さいので、沼浦マールの火砕丘上に形成された小規模な火砕丘であるオタトマリボン山などが、給源の候補として挙げられる。

3. 南浜湿原の植生史と湿原の今後

PN-MH1 コアのシルト層から産出した花粉化石は、草本ではイネ科、樹木ではハンノキ属が優占した。このような花粉組成は湖沼堆積物の典型例であり、ヨシ（イネ科）が繁茂する浅い水域の周辺部に、ハンノキ類が生えているような景観であったと考えられる。これは岩相から推定された堆積環境を支持する。また、樹木花粉の組成から、針葉樹と温帯性落葉広葉樹が混交する針広混交林があったと考えられる。ハンドボーリングコアからも泥炭層最下部でコナラ属の芽が産出しており、AMS¹⁴C 年代値から、針広混交林はおよそ 3500 ～ 4000 年前には存在していたと推定される。ハンドボーリングコアの全層準からのモミ属の葉とダケカンバの果実の産出と、深度約 1 m の試料から産出した大型植物化石群の組成と、現地植生調査の結果から、約 3500 年前から現在に至るまで、湿原周辺にはトドマツとダケカンバやハリギリ、キハダ、ミズナラを含む針広混交林が成立していたと考えられる。

南浜湿原の泥炭層の花粉分析から完新世後期の植生変遷を明らかにした五十嵐（2006）は、トウヒ属の花粉化石急増期を南浜湿原でのアカエゾマツ林の成立時期であると考え、これを寒冷化の影響によるものと推定して、約 300 年前

の小氷期と対比した。一方、本研究のハンドボーリングコアには、 1440 ± 30 yr BP の AMS¹⁴C 年代値が得られた試料からコア最上部まで、アカエゾマツの葉が連続して含まれていた。このことから、南浜湿原におけるアカエゾマツ林の成立は、およそ 1400 年前であったと考えられる。

五十嵐 (2006) は、南浜湿原の泥炭層下部から現在までの間にミズゴケが徐々に減少していることを指摘した。五十嵐 (2006) の結果に併せ、本研究でのベルトトランセクト調査の結果は、南浜湿原が徐々に乾燥化していることを示唆するものである。

湿原などの土壤栄養条件の厳しい立地に生育するアカエゾマツは、一般的に優占種となり純林を形成することも多い (宮脇・奥田 1988)。南浜湿原のアカエゾマツ林は、成立当初はこのような純林に近い状態であったと考えられるが、現在ではアカエゾマツよりトドマツの個体数がはるかに多い。アカエゾマツの実生の生育は、倒木上かコケ層上に限られている (宮脇・奥田 1988) ため、林床にササ類が優占してコケ層の発達が悪くなると、後継樹が育たず、アカエゾマツ林の更新に悪影響を及ぼす。南浜湿原のアカエゾマツが減少した原因も、湿原の乾燥化に伴ってササが増加しコケ層が衰退したことによって、アカエゾマツ林の更新が滞ったことによると考えられる。一方で、相対的なトドマツの増加傾向は、湿原の周囲から飛散した種子が、湿原の乾燥化に伴って定着しやすくなったことによる可能性がある。宮脇・奥田 (1988) は、南浜湿原にはアカエゾマツ群集が分布することを述べ、トドマツについては言及していないので、トドマツは 1980 年代から現在までの間に急速に増加した可能性がある。南浜湿原のトドマツがいずれも若木であるという本研究の調査結果は、トドマツの近年になってからの侵入を示唆している。

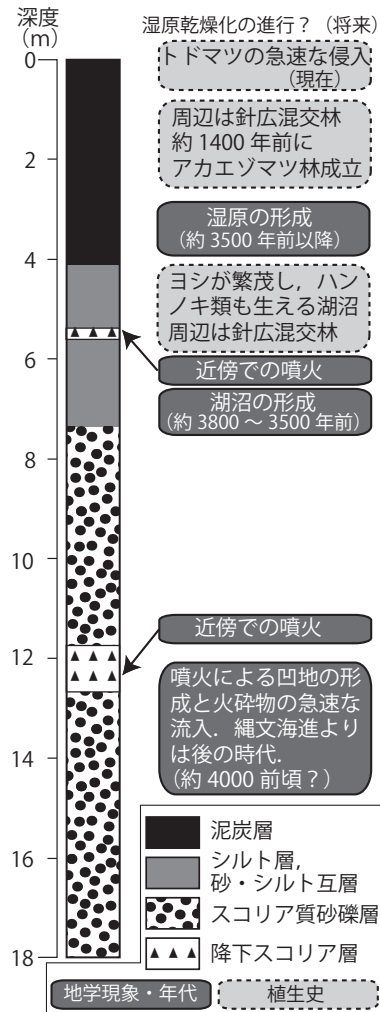


図8 南浜湿原における堆積環境と植生変遷の模式図。

VI. 南浜湿原の生い立ちのまとめ

PN-MH1 コアでは、下位から、スコリア質砂礫層が約 4000 年前頃、シルト層が約 3800 年前以降に堆積したことが明らかとなった (図 8)。砂礫層は南浜マールにおける噴火による火山噴出物が、噴火直後に再移動した堆積物と考えられる。したがって、4000 年前頃に南浜湿原の凹地 (爆裂火口) を形成する噴火が生じ、火口を砂礫が埋めた後に短期間の間シルトが堆積する湖沼環境となり、3500 年前頃から泥炭の堆

積する湿原となったと考えられる。北海道北部の海岸付近の湿原は、縄文海進時の海跡湖が湿原となっている場合がほとんどなので、南浜湿原は特異な形成過程を経たといえる。また、南浜マールや、コアに狭在する降下スコリア層の年代は、これまでほとんど情報のなかった利尻火山の南部の側火山群の火山活動史にも新知見をもたらすものである。

植物化石の分析の結果、およそ 3500 ～ 4000 年前には南浜湿原周辺には針広混交林が成立し、現在湿原である部分はヨシが繁茂してハンノキ類が生えるような湖沼環境であったことが推定された。また、現在の南浜湿原に生育するアカエゾマツ林は、およそ 1400 年前に成立したことが大型植物化石から明らかとなった。南浜湿原においては、アカエゾマツ林は小氷期以降に成立したとこれまで考えられてきたが、その成立時代は 1000 年以上早かった可能性が高い。現地における植生調査の結果からは、南浜湿原におけるアカエゾマツ林の更新がスムーズに行われていない状況が示唆された。

以上のように、本研究で示された植生史と現植生の結果からは、今後さらなる乾燥化と人為的な影響によってアカエゾマツがトドマツやエゾマツに取って代わり、林床はササに覆われてミズゴケが減少し、南浜湿原はいずれ湿原としての景観を失ってしまう可能性が指摘される。

VII. 成果を地元に残す活動

1. ボーリング調査見学会

利尻島の 2 ～ 3 月は天候が不安定で、時には暴風雪により北海道本土とのフェリーや飛行機が度々欠航することも少なくない。またボーリング調査も天候や現場の掘削状況により日程変更の可能性もあり、厳冬期における普及活動の実施については困難が予想されたが、結果的には予備的な観察会を経た上で見学会を無事に開

催することができた。

まず、予備的な観察会として、ボーリング調査が実施される 2 月 27 日に、スノーシュー観察会が開催された。本観察会は、利尻町立博物館が主催する毎年冬期間に行われる自然観察会のひとつで、無積雪期には数で行けないような場所にスノーシューを用いて踏査し、植物や野鳥、アニマルトラッキングなどをおこなうものである。今回は、場所を南浜地区に設定し、湿原を囲む小高い丘陵地をスノーシューで登り、標高 50 m ほどの地点から湿原全体を眺めてもらうことにした。日頃訪れることができない場所に登り、さらに見ることがない景色を目前にして、参加者たちはこの地区がひょうたん型の窪地であることを自らの眼と体をもって十分実感することができたようだった（写真 1）。景色を眺めながら、これまでに明らかにされた南浜湿原の成立や歴史などが説明された後、最後にこの 3 月にボーリング調査が実施されることが紹介され、見学会の予定などが伝えられた。

スノーシュー観察会の 6 日後にボーリング調査が始まり、見学会は 3 月 6 日に開催された。天候にも恵まれ、この調査の目的やどんな調査が実施されるのかなどの説明がされた後、湿原内の木道の上の雪を踏みながら、ボーリング現場に向かった。現場ではほぼ機器の設置が終わる頃で、作業員の方からも掘削に用いるドリルの先端などを見せていただきながら掘削方法の解説を受けたほか、参加者からの質問にも答えていただき、無事、見学会は終了となった（写真 2）。

2. コアの観察と剥ぎ取り標本作製会

本事業の成果発表会として、座学と実際に掘り出されたコアの観察および剥ぎ取り標本作製を 10 月 22 日に実施した。まず、コアの観察と解説をおこない、剥ぎ取り標本作製の前半の溶液塗布までの工程をおこなった（写真 3）。剥

ぎ取り標本の作製は、植木ほか（2009）にしたがって、主に道路工事に用いる溶剤であるハイセル OH-1 と、100 円均一ショップやホームセンターで手に入る消耗品類（たわし、寒冷紗など）を用いて作成した。塗布された溶液が固化するまでの間に、研究メンバー 2 名により、掘り出されたコアの解説と、得られた成果が利尻島の形成史にどのように位置づけられるのか、またコア試料の花粉分析の解説などが、スライドを用いて説明された。1 時間ほどの座学終了後、コアから標本を剥ぎ取る作業をおこなった。



写真1 スノーシュー観察会の光景。南浜湿原を取り囲む火口縁上から湿原への斜面を楽しそうに滑り降りる参加者たち。斜面が急であることや、植生密度が高いため、積雪期のみ訪れることができる場所である。

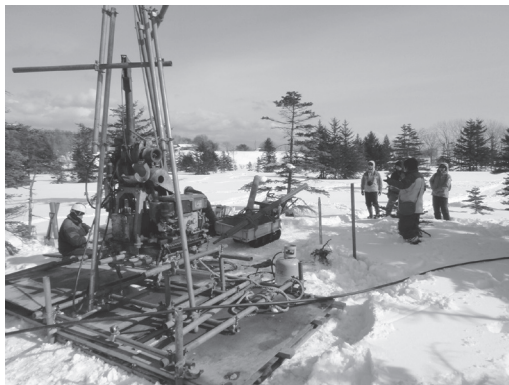


写真2 ボーリング調査見学会にて掘削担当の作業員から解説を聞く参加者。実際の掘削に使う機材の解説などを受けるとともに、掘削機材にも触れる機会を設けた。なお、ボーリング機材ややぐらは積雪上に設置されたので、掘削孔以外の湿原表面の損傷は無い。

ほとんどのコアで剥離が成功し、水洗することにより肉眼では観察が困難な堆積構造が明瞭になり（写真4）、参加者も満足そうに剥ぎ取り標本を眺める光景が見られた。なお、本事業では簡単なアンケートカードを配り、参加者の満足度を5段階評価で記録してもらった結果、参加者全員から満足であるとの満点の評価をいただいた。特に利尻島の形成史がわかりやすく説



写真3 住民参加による剥ぎ取り標本の作製風景。溶剤は水と混合することで固化する。安全のため、防護メガネやカップパ（いずれも100円ショップで購入）を着用している参加者もいる。



写真4 完成した剥ぎ取り標本。堆積物の粒度によって溶剤の浸透度が異なるので、剥ぎ取り標本とすることで縞状の堆積構造がより観察しやすくなる。

明された上に、未解明の謎を少しずつ解いていく過程を参加者も実物を見ながら実感できたところが好評だったようである。

なお、本会で作製された剥ぎ取り標本は利尻町立博物館に寄贈され、同館にて保管、または展示などに活用されることとなっている。コア標本は重く、その形状から公開することが非常に難しいが、このような剥ぎ取り標本は薄く軽いので、様々な場所で公開が可能となるほか、その収蔵についても大きな利点がある。資料としての価値のほか、このような公開機能もあわせもった標本形態として、本標本は今後も地元の貴重な資料と位置づけられる。

3. 印刷物

南浜地域では初めてとなった機械式ボーリング調査の実施については、その実施について快くご許可をいただいた南浜自治会の協力なしには実施できないものであった。そこで、自治会長を通じ、10月にB4版両面印刷の「南浜の生い立ちを探る」と題した印刷物を当会でカラー印刷し、同地域に配布した。この印刷物には、ボーリング調査とはどんなものか、掘り出したコアから何を調べるのか、などの概要のほか、本調査で明らかにされた南浜地域の数千年にわたる形成の歴史が、写真入りで掲載された(図9)。

また、本報告のほかに、今後は本事業の成果については学会誌、地元博物館紀要などに投稿がなされる予定である。

8. おわりに ー今後の課題と展開ー

PN-MH1コアで観察されたスコリア質砂礫層は、南浜マール形成直後にその噴出物が再移動して堆積したものであると考えられる。今後、詳細な噴火年代などを明らかにするために、凹地の周囲の高まりの上において堆積物の確認をする必要がある。PN-MH1コアで示した



図9 南浜自治会に配布されたリーフレット「南浜の生い立ちを探る」。

AMS¹⁴C年代値は一部で層序と年代が逆転している。この理由として、上位からの根などの混入が考えられる。今後、本コアを用いた大型植物化石の分析で層準ごとの植物遺体を見出し、改めてAMS¹⁴C年代測定を行うことでより正確な堆積物の年代を推定する予定である。本報告では機械式ボーリングコアとハンドボーリングコアの2本に、それぞれ花粉分析と大型植物化石分析という異なる手法を用いて植生史の検討をおこなったが、2本のコアの対比には年代軸などやや不確定な部分があり、1本のコア試料での総合的な植生史研究が望まれる。そこで現在、主にPN-MH1コアの花粉分析と大型植物化石の分析作業を進めている。

本研究で結論付けたように、南浜湿原は急激に湿原景観を変えつつあると考えられる。移入種などの侵入に対しては引き続き博物館と地域住民との共同作業による引き抜き作業などをお

こなう。トドマツの急増傾向は、南浜湿原周辺の植林地からの種子の散布がなされている可能性もあり、詳細な検討が必要であろう。

研究成果は、調査過程より地域住民に成果が還元された。今後も講演会などの事業参加者や博物館、島を訪れた研究者を通じて継続的に南浜湿原の過去～未来について情報交換をおこなうことが、湿原景観の適切な維持のためには重要である。作成されたコアの剥ぎ取り標本は、現在、最終的な仕上げ作業をおこなっている（ラッカーの塗布や裏打ち）。完成した標本は博物館で保管し、展示などがなされる予定である。

謝辞

本事業は、2010年度のPRO NATURA FUNDによる助成金によって実施された。自然保護協会ならびに自然保護助成基金の担当者様には多くのご支援をいただいた。利尻島での調査時には、利尻町の佐藤里恵氏、利尻・島ガイドセンターの西島 徹氏、利尻富士町教育委員会の山谷文人氏をはじめとした利尻富士町役場の方々、南浜自治会の皆様、そして多くの島の皆様に多大な便宜をはかっていただいた。法政大学の高田雅之氏には、南浜湿原での調査にあたりご助言をいただいた。掘削を担当していただいた（有）ACE 試錐工業の皆様には、現地観察会時にもご協力いただいた。以上の方々にお礼申し上げます。

文献

赤松守雄・斉藤文紀・池田国昭・横田節哉・羽坂俊一・松本英二・山崎理子 1997. 北海道北部利尻・礼文島における完新世自然貝殻層とその意義. 北海道開拓記念館研究紀要 25 : 1-15.
五十嵐八枝子 2006. 利尻島の南浜湿原と沼浦湿原における完新世後期の植生変遷. 利尻研究 25 : 71-82.
石塚吉浩 1999. 北海道北部, 利尻火山の形成史. 火山 44 : 23-40.
小林哲夫 1987. 利尻火山の地質. 地質学雑誌 93 : 749-760.
近藤玲介・塚本すみ子 2009. 北海道北部, 利尻火山西部における OSL 年代測定による古期火山麓扇状地

の形成年代. 第四紀研究 48 : 243-245.

近藤玲介・植木岳雪 2009. 利尻島, 沼浦湿原において掘削された RO-1 コアの岩相記載. 利尻研究 28 : 45-49.

Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. 1986. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 1, Teil: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 876p.

Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 2, Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 596p.

Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 3, Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 576p.

Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 4, Teil: Achnanthaceae Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 436p.

松井和典・一色直紀・秦 光雄・山口昇一・吉井守正・小野晃司・佐藤博之・沢村孝之助 1967. 5 万分の 1 地質図幅「利尻島」および同説明書. 北海道開発庁, 25 p.

三浦英樹・高岡貞夫 1993. 利尻火山から噴出した溶岩流に埋没する木材遺体の ^{14}C 年代と樹種同定の意義. 第四紀研究 32 : 107-114.

宮脇 昭・奥田重俊 1988. 日本植生誌 北海道 (宮脇昭編). 至文堂, 563p.

守屋以智雄 1975. 火山麓扇状地と成層凝灰垂角礫層. 北海道駒澤大学研究紀要 9/10 : 107-126.

嵯峨山 積 2002. 北海道利尻および積丹半島の新第三系の地質年代と対比. 北海道立地質研究所報告 73 : 99-106.

植木岳雪・青木秀則・近藤玲介・鈴木毅彦 2009. 地層のはぎ取り標本の作製方法および授業での活用. 地学教育 68 : 187-195.

柳沢幸夫 2010. 釧路海底谷側壁から採取された泥岩試料の珪藻化石. 地質調査研究報告, 61, 3/4, 105-123.

Study of environmental and vegetational history in Rishiri Island for
the wetland-ecosystem conservation and natural history education
—Natural history of Minamihama marsh,
by borehole cores investigation—

Masahiko Sato, Reisuke Kondo, Arata Momohara, Rika Nishiuchi, Miki
Konno, Yaeko Igarashi, Kiyoyuki Shigeno, Masashi Nagai, Kazuki
Kosugi, Kunihiko Endo and Tomohisa Irino

Minamihama marsh is located in southern coastal area of Rishiri Island, northern Hokkaido. The purposes of this study are the elucidation of geological and vegetation history after the formation of the marsh, by borehole cores investigation.

From the observation of core sample, it is concluded that the depression inset marsh was formed at explosion crater by a volcanic eruption in ca. 4000 years ago. In the crater, the depression has been rapidly filled with sands and gravels after the eruption. After ca. 3500 years ago, the crater became a lake for a short period, and the Minamihama marsh was formed. In the marsh, *Picea glehnii* community has been formed after 1400 years ago. But *Abies sanchalinensis* is rapidly invading at present because of desiccation of the marsh.

In order preserve of Minamihama marsh, some events for local residents have been conducted. Excursions have been held to observe the nature around coring points in the marsh. In Rishiri Town Museum, lectures are held to share the results of this study with local residents and scientists, and also a seminar of making surface peel specimens from borehole cores was held.

伊豆諸島 御蔵島・三宅島植生誌編纂

八木正徳・星野義延・上條隆志・川越みなみ

I. はじめに

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

本活動は、伊豆諸島の生物多様性保全の基盤となり、各島の自然環境の実態を後世に残す基礎資料となる植生誌を、まず三宅島と御蔵島について今までに集積した植生調査資料を解析し、これをもとに編纂することを主目的として

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

II. 御蔵島植生誌編纂

伊豆諸島の御蔵島は東京の南南西約 200 km の太平洋上に位置し、周囲は約 16.9 km、面積 20.58 km² の島である。周囲は急峻な崖となっており、集落は島の北側に位置している。最高地点はほぼ中央に位置する御山山頂で標高は海拔 850.9 m である。この島には日本最大規模の広がりを持つスダジイ自然林をはじめ、山頂部の低木林やササを主体とした湿原など多様な植生が殆ど原生状態で残存している。このように御蔵島にはきわめて質が高い自然が残されている。

御蔵島は伊豆諸島の中でも植物相が豊かで、多くの伊豆諸島固有植物が分布している。その植物相については、常谷 (1935a)、里見・丸山 (1962, 1963, 1964) などの多くの報告がある。一方、御蔵島の植生に関しては、大場 (1971) によって研究がなされている。さらに、御蔵島自然研究グループ (1995, 1996) の研究により、御蔵島の植生帯や植生構造などについての知見が蓄積された。

御蔵島植生誌編纂における 295 地点の植生調査資料と表操作結果は、御蔵島自然研究グループ (1995, 1996) によって得られ、まとめられたものである。これらは、植物社会学的調査方法 (Braun-Blanquet 1964, Mueller-Dombois and Ellenberg 1974, 福嶋 2005) に基づき行われた。得られた識別表と総合常在度表上の各群落単位の種組成と、既に報告されている群集の種組成とを比較し、群集同定を行った。群集名については、大場 (1971), 奥富ほか (1988) に従った。同定不可能な場合が、群落名のままとした。以下に識別された群落単位の概要を示す。

- A. ハチジョウススキーイソギク群集 (2 下位単位を含む)
- B. トベラーマサキ群集
- C. ラセイトタマアジサイ-ガクアジサイ群集
- D. スダジイ-オオシマカンスゲ群集 (2 下位単位, 4 植分, 2 小植分を含む)
- E. ヤマグルマーユズリハ群集 (2 下位単位, 4 植分, 4 小植分を含む)
- F. シマノガリヤス-シマキンレイカ群集 (3 下位単位を含む)
- G. オオバヤシャブシー-ニオイウツギ群集 (2 下位単位を含む)
- H. ヤマハハコ-ハチジョウコゴメグサ群落

総合常在度表の他、主要群落単位の特徴の概説・分布図・典型的な植生調査資料・写真を掲載した「御蔵島の植生」(伊豆諸島植生研究グループ 2011a) を冊子体として 500 部作製した。なお、畑雑草群落、林縁植物群落、スギ・ヒノキ人工林など、人為的影響の強い群落については、扱うことができなかった。これらについては今後の課題である。

「御蔵島の植生」については、御蔵島村役場、東京都三宅支庁、御蔵島観光協会、御蔵島島民の方々を主たる対象として配布を行った。

III. 三宅島植生誌編纂

三宅島は相模湾南方海上に位置し、島の面積は 5.5 km² であり、2000 年噴火後の 最高点は 775 m である。三宅島は 2000 年に大噴火し (中田ほか 2001), 森林全体の約 60 % にあたる 2,500ha が大きな被害を受けた (三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会 2004)。また、山頂部から中腹部にかけては無植生地も形成された。火山灰の放出は 2001 年以降終息したが、山頂火口からの二酸化硫黄を中心とする火山ガスの放出が始まった。この火山ガスの放出の継続のため、三宅島の全島民避難は 2005 年 2 月に至るまで続き、長期の避難生活を余儀なくされた (東京都 2007)。三宅島の植物相については、これまで、常谷 (1932, 1935b, 1936), 本田ほか (1958) などがあり、本田ほか (1958) によると、生育する維管束植物は 515 種と報告されている。一方、三宅島の植生については、奥富ほか (1988) の現存植生図が作られている。しかし、詳細な植生調査資料や群落区分を示した植生誌は作成されていない。

解析に用いた 135 地点の植生調査資料は、東京都三宅支庁産業課林務係との連携による 2010 年度三宅島森林実態調査として、筑波大学谷夏来氏らとの共同調査で得られたものを活用した。調査方法と解析方法については御蔵島植生誌編纂と同様に植物社会学的方法により行った (詳しくは、前述の御蔵島植生誌編纂を参照)。群集名については、大場 (1971), 大場 (1975), 奥富・梶原 (1986), 奥富ほか (1988), に従った。同定不可能な場合が、群落名のままとした。以下に識別された群落単位の概要を示す。

- A. ハチジョウススキーイソギク群集
- B. トベラーマサキ群集
- C. タブノキーヒメユズリハ群落
- D. スダジイ-オオシマカンスゲ群集

- E. オオバヤシャブシーアシタバ群落
- F. ハチジョウイタドリシマタヌキラン群集
- G. ハチジョウススキヒサカキ群落
 - G -1. ハチジョウベニシダ下位単位
 - G -1-a. オオバヤシャブシ植分群
 - G -1- b. 位典型植分群
 - G -2. 典型下位単位
- H. ハチジョウススキハチジョウイタドリ群落

総合常在度表と組成表の他、群落単位の特徴の概説・分布図・典型的な植生調査資料・写真を掲載した「三宅島の植生」(伊豆諸島植生研究グループ 2011b) を冊子体として 500 部作製した(図 1)。なお、畑雑草群落、林縁植物群落、スギ・ヒノキ人工林など、人為的影響の強い群落については、扱うことができなかった。これらについては今後の課題である。

「三宅島の植生」については、三宅村役場産業振興課、東京都三宅支庁産業課、三宅島アカコッコ館、三宅島自然ガイドの方々に配布を行った。今後も三宅島島民を主たる対象として広く配布した。

IV. 御蔵島における公開シンポジウム

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

公開シンポジウム題名：「御蔵島の自然・楽しくなるためにお話会」。

日時：平成 23 年 3 月 5 日(土) 午後 7 時～午後 9 時。

場所：御蔵島観光資料館。

御蔵島からの参加者：22 人(写真 1)。

内容：1. 島の滅びそうな植物調査～RDB 調査から～(上條隆志)。

2. 御山の植物の移り変わり～95 年と今～(星野義延)。

4.2. 各群落の特徴

以下に各群落の、三宅島内の分布、典型的な植生調査資料について示し、その特徴について述べる。

A. ハチジョウススキイソギク群落(図 1、2、3、表 3)

イソギク、ヒメヤブラン、テリハノイバラ、ソナレムグラ、マルバアキダマ、ヒゲスダを識別種とする(表 1、2)。ハチジョウススキが優占する草原であり、三宅島の海岸部に分布する(図 3)。イソギク、ハチジョウススキを識別種とすることから、伊豆諸島、関東の海岸の岩場に分布するハチジョウススキイソギク群落と特定された。



図 1 ハチジョウススキイソギク群落



図 2 イソギク

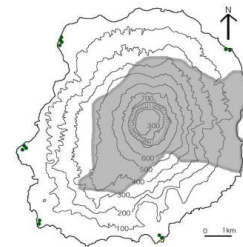


図 3 ハチジョウススキイソギク群落の分布
灰色の部分は 2000 年噴火の被害が大きかった部分を示す(山西ほか 2003 より)。

図 1 「三宅島の植生」の内容の 1 例。三宅島の植生誌(伊豆諸島植生研究グループ 2011b) の 9 ページより。

3. 新島自然愛好会の活動(八木正徳)。

4. 伊豆諸島植生誌作成に向けて(上條隆志)。

公開シンポジウムは、御蔵島観光協会の協力を得て開催された。参加者は、御蔵島の自然ガイド資格を持つ方が中心であった。御蔵島の総人口は平成 21 年現在で約 300 人であり、非常に多くの方々に参加して頂けたものと思われる。各講演に対して、2 から 4 項目に関する質問がなされ、それらを元に講演者と参加者の間で活発な議論がなされた。

V. 三宅島における公開シンポジウムと観察会

三宅島において、現地で自然観察、自然環境の保護・保全活動に関心をもった人々を対象に、講演・討論・自然観察会を行った。以下にその概要を示す。

公開シンポジウム題名：「三宅島自然セミナー：火山島三宅島の植物たち！ーその見方と



写真1 御蔵島における公開シンポジウム。



写真3 三宅島太路池周辺における観察会。



写真2 三宅島における公開シンポジウム。



写真4 三宅島今崎海岸における観察会。

大切な植物たちについて」。

日時:平成23年4月16日(土)午前10時～12時。

場所:三宅島アカコッコ館。

三宅島からの参加者:44人(写真2)。

現地観察会1:太路池周辺,4月16日午後,参加者25人(写真3)。

現地観察会2:今崎海岸,4月17日午前,参加者15人(写真4)。

内容:1.三宅島絶滅危惧植物の調査結果報告(上條隆志)。

2.伊豆諸島の植物たちー伊豆諸島の植生とその特徴ー(星野義延)。

3.島の植物を守る取り組みー新島自然愛好会の活動からー(八木正徳)。

4.伊豆諸島植生誌作成に向けて(上條隆志)。

公開シンポジウムは,三宅島アカコッコ館の協力を得て開催された。三宅島アカコッコ館で行っている「三宅島自然セミナー」とタイアップして,報告会,及びフィールドワークを行った。4月16日午前中のシンポジウムには,三宅島在住者にアカコッコ館見学者も一部も加わって,合計44名が参加した。

シンポジウム後,午後1時30分から4時の間,太路池周辺での現地観察会を実施した。太路池周辺の照葉樹林ではスダジイ,タブノキ,シロダモの展葉が始まり,ハチジョウキブシやオオバヤシャブシは一足早い結実が観察できた。シンポジウム翌日(4月17日)の午前9時から10時30分の間,海岸植生の観察と植生調査講習を三宅島西部の今崎海岸で行った。現地では,

まず今崎海岸の成立・溶岩扇状地の形成と海浜植生の成立について上條から解説があった。その後、星野の指導で溶岩の隙間を利用して成立するイソギク群落、後背地のハチジョウススキ群落での植物社会学的植生調査の実演（植生調査地の概況判定、その植生を構成している植物種のリストアップ、種の被度・群度の判定）を行い、最後にその植物群落の特徴について星野から解説があった。

VI. まとめと今後の課題

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

1. 小面積の島々からなるため気候変動の影響を強く受ける可能性が高い。
2. 絶滅危惧種の生息地となる独自の植物群落の多くが山頂部などの限られた地域にある。
3. 噴火跡地等の再生群落が開発対象なりやすい。
4. 各島でエコツアー等が開始されているが、基礎資料が不足している。

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

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

謝辞

御蔵村役場と御蔵島村の^故栗本節夫氏には御蔵島での現地調査の際、大変お世話になった。御蔵島自然研究グループとして共同研究を行った神戸女学院野寄玲児玲二博士と日本自然保護協会の藤田卓博士らには研

究成果を活用させて頂いた。御蔵島でのシンポジウム実施に際しては、御蔵島観光協会に大変お世話になった。三宅村役場、三宅支庁産業課林務係、東京大学樋口広芳教授、森林総合研究所小川泰浩氏、三宅島アカコッコ館の篠木秀紀氏と江崎逸郎氏には三宅島での現地調査の際、大変お世話になった。共同研究を行った筑波大学谷夏来氏にはその研究成果を活用させて頂いた。三宅島でのシンポジウムと観察会の実施に際しては、三宅島アカコッコ館に大変お世話になった。この場を借りて御礼申し上げる。

文献

- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde: Springer, Wien.
- 本田正次・野津良知・鈴木 泰 1958. 三宅島御蔵島植物調査報告. 東京都教育委員会編「伊豆諸島文化財総合調査報告 第1分冊」: 11-37. 東京都教育委員会.
- 福嶋 司編 2005. 「植生管理学」朝倉書店.
- 伊豆諸島植生研究グループ 2011a. 「御蔵島の植生」. 2010 年度プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書. 伊豆諸島植生研究グループ.
- 伊豆諸島植生研究グループ 2011b. 「三宅島の植生」. 2010 年度プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書. 伊豆諸島植生研究グループ.
- 常谷幸雄 1932. 三宅島産植物知見第一報 [豆南諸島植物調査予報 VI]. 科学の農業 14 : 9-20.
- 常谷幸雄 1935a. 御蔵島の植物に就いて. 科学の農業 16 : 35-49.
- 常谷幸雄 1935b. 三宅島植物知見第二報 [豆南諸島植物調査予報 XII]. 科学の農業 16 : 80-87.
- 常谷幸雄 1936. 三宅島植物知見第三報 [豆南諸島植物調査予報 XVI]. 科学の農業 17 : 72-74.
- 御蔵島自然研究グループ 1995. 御蔵島原生自然域の植生学的研究. プロ・ナトゥーラ・ファンダ第4期助成成果報告書 73-77. 自然保護助成基金・日本自然保護協会.
- 御蔵島自然研究グループ 1996. 御蔵島原生自然域の生態学的研究. プロ・ナトゥーラ・ファンダ第5期助成成果報告書 17-27. 自然保護助成基金・日本自然保護協会.
- 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会 2004. 「三宅島緑化ガイドライン」. 三宅島災害対策技術会議緑

- 化関係調整部会.
- Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York.
- 中田節也・長井雅史・安田 敦・島野岳人・下司信夫・大野希一・秋政貴子・金子隆之・藤井敏嗣 2001. 三宅島 2000 年噴火の経緯 ― 山頂陥没口と噴出物の特徴 ―. 地学雑誌 110 : 168-180.
- 奥富 清・梶原洋一 1986. 伊豆諸島の植生特質. 宮脇昭編「日本植生誌 7, 関東」440-447, 至文堂.
- 奥富 清・松下正俊・星野義延 1988. 「現存植生図, 神津島・三宅島・御蔵島」環境庁.
- 大場達之 1971. 御蔵島の植生. 神奈川県立中央博物館研究報告 1(4) : 25-53.
- 大場達之 1975. ハチジョウイタドリ・シマタヌキラン群集 ― 伊豆諸島のフロラの成立にふれて. 神奈川県立中央博物館研究報告 8: 91-106.
- 里見信生・丸山尚敏 1962. 御蔵島植物目録 (一). 羊歯植物. 北陸の植物 11: 89-93.
- 里見信生・丸山尚敏 1963. 御蔵島植物目録 (二). 金沢大学理学部付属能登臨海実験所年報, 3 : 52-58.
- 里見信生・丸山尚敏 1964. 御蔵島植物目録 (三). 金沢大学理学部付属能登臨海実験所年報 4 : 79-82.
- 東京都 2007. 「三宅島噴火災害誌」, 東京都.

Compilation of vegetation on Mikura-jima and Miyake-jima, the Izu Islands

Masanori Yagi, Yoshinobu Hoshino, Takashi Kamijo and Minami Kawagoe

普及・啓発・提言事業 生物多様性条約とラムサール条約によって保全する 湿地の生物多様性

浅野正富・菅波 完・青木智弘・花輪伸一・呉地正行・
堀 良一・柏木 実・伊藤よしの・陣内隆之・羽生洋三・荒尾 稔

1. はじめに

NPO 法人ラムサール・ネットワーク日本は、2008 年 3 月に設立したラムサール条約第 10 回締約国会議（ラムサール COP10）に参加し世界 NGO 湿地会議の開催等国際的な湿地保全の取組を目指した時限組織「ラムサール COP10 のための日本 NGO ネットワーク」の活動総括の中で提案された後継組織であり、湿地保全活動を行う全国の NGO を対象に参加を呼びかけて 2009 年 4 月 29 日に設立された。ラムサール COP10 のための日本 NGO ネットワークは、2008 年 10～11 月に韓国で開催されたラムサール COP10 において、「ラムサール COP10 のための韓国 NGO ネットワーク」と共に本会議直前に世界から約 400 名（日本から約 100 名）が参加した世界 NGO 湿地会議を開催して、世界の草の根の NGO の視点から湿地保全の現状と課題を総括するとともに世界湿地ネットワーク（WNN）を発足させ、さらに、東アジアを特徴づける「水田」が湿地として重要な生物多様性維持機能を果たしていることに着目して、日韓両国に働きかけ、本会議で決議 X.31「湿地システムとしての水田の生物多様性の向上」（略称：水田決議）の提案、採択を実現した。本会

議中、水田、干潟、ラムサール条約湿地等のテーマでサイドイベントやブース展示を行い、また、ラムサール COP 10 のために、日本各地の湿地の現状報告と湿地政策の検証を「湿地の生物多様性を守る」という資料集にまとめて公表し、COP10 会場では湿地政策の検証の要約英語版を配布している。

ラムサール・ネットワーク日本設立後は、ラムサール COP 10 でのラムサール COP10 のための日本 NGO ネットワークの活動を引き継ぎ、2009 年度プロ・ナトゥーラ・ファンダの助成を得て、2010 年 10 月に名古屋で開催される生物多様性条約第 10 回締約国会議（CBD-COP 10）を目指して湿地の生物多様性の保全の取り組みをさらに進めるための活動として「普及・啓発・提言事業 湿地の生物多様性～ラムサール COP 10 から CBD - COP 10 へ～」を企画し、ラムサール COP 10 が開催された 1 年後で、CBD-COP 10 の 1 年前に当たる 2009 年 10 月に名古屋で湿地と生物多様性に関するシンポジウム「湿地と生物多様性～ラムサール COP 10 から CBD-COP10 へ～」を開催し、また、2010 年 3 月に第 5 回日韓 NGO 湿地フォーラムを開催した。

そして、2010 年度プロ・ナトゥーラ・ファンド助成によって、2010 年 10 月名古屋での CBD-COP 10 に世界湿地ネットワーク (WWN) の各地域代表 (アジア地域代表はラムサール・ネットワーク日本の柏木実共同代表が務めている) が集まる機会を利用し、WWN、韓国湿地 NGO ネットワーク (KWNN) と共に「生物多様性と湿地の保全に関する世界 NGO 会議」を開催した。

また、2011 年 6 月にルーマニアで開催されるラムサール COP 11 に向けて、日本の湿地保全の法制度・政策を、ラムサール条約や CBD の締約国会議で採択された決議やガイドラインに基づいた実効性のあるものに改めていく提言をし、その後の法制度・政策改定に向け、CBD の新戦略計画の中期目標に合わせた 2020 年を見越したロードマップを策定するために、ラムサール COP 11 の 1 年前となる 2011 年 6 月に、シンポジウム「湿地保全と私たちの社会」を開催した。

II. 活動の内容

「生物多様性と湿地の保全に関する世界 NGO 会議」は CBD-COP 10 開催中の 2010 年 10 月 24 日、名古屋市東区の愛知大学車道キャンパスの教室を会場に開催した。そのプレシンポとして、10 月 22 日には「生物多様性が地域・農業を元気にする」、「日韓を中心とした湿地と生物多様性に関するホットイシュー」の各フォーラムを CBD-COP 10 会場で開催している。

世界 NGO 会議では、CBD、ラムサール条約の各事務局と環境省からの担当者をゲストに迎え、CBD-COP 10 に参加している WWN の議長・各地域代表、KWNN からの招待者、ラムサール・ネットワーク日本はじめ日本各地の湿地保全関係者が集まり、WWN や日韓 NGO 湿地フォーラムでの活動成果、ラムサール条約と CBD の

下で生物多様性の損失を防ぐために湿地を保全していくことの意義と課題、そのために世界の地域 NGO が果たしていくべき役割等についての報告・討論を行った。

また、シンポジウム「湿地保全と私たちの社会」は、2011 年 6 月 26 日に沖縄市で開催した。第 1 部では、無駄な公共事業と環境アセスメントというテーマで、和白天潟の人工島計画、諫早湾干拓事業、泡瀬干潟の埋立事業を取り上げた。いずれも杜撰な環境アセスメントでありながら、その違法性を理由に事業を差し止める訴訟類型が認められていないため、事業が進んでいく中で、住民訴訟や漁業被害を食い止めるための差止訴訟として裁判が提起された。泡瀬では、公金支出を差し止める判決が下されたが、利用計画の見直しによって事業が再開されようとし、諫早では、開門調査を命じた福岡高裁の判決が確定しても、開門調査のためのアセスによって巨大費用が見積もられて、開門議論が後戻りしかねない深刻な状況が現出していることが報告された。講師としてお招きした大阪大学大学院法学研究科教授大久保規子氏からは、「日本における環境アセスメント訴訟の現状と課題」についての講演があり、環境権の存在を前提に、その保護を条約の目的規定に明記したオース条約が紹介され、環境情報へのアクセス権、意思決定への参加 (アセス対象事業の許認可等、行政立法・行政計画)、司法アクセス権を NGO も含めて市民に保障するオース 3 原則が、環境法の実効性確保に極めて有効であり、日本も含めて加盟国拡大の必要性が強調された。シンポ直後には、長崎地裁で、福岡高裁の判決とは全く逆に漁業被害と事業の因果関係を認めずに開門請求を棄却する判決が下される事態となり、湿地と生物多様性の保全に関する法制度・政策提言を行っていく上で、過去の裁判、司法と政治のシステムを検証することは喫



写真 生物多様性と湿地の保全に関する世界 NGO 会議集合写真.

緊の課題となった。

Ⅲ. 今後の活動

2011 年 9 月 23, 24 日には、韓国チャンニョン郡で KWNN と共に第 6 回日韓 NGO 湿地フォーラムを開催した。その際に、日韓でセマングム干拓、四大河川整備事業、諫早湾干拓、泡瀬干潟埋立による湿地破壊を止めようと市民が原告となって行ってきた裁判と、湿地保全をめぐる司法と政治のシステムを検証する意義を共有して、具体的な検証を 2012 年 2 月下旬に

福岡で開催する第 7 回日韓 NGO 湿地フォーラムで行うことを決定した。

その結果を踏まえて、ラムサール COP11 に向けたポジションペーパーをまとめ、2012 年 6 月 19 日～26 日にルーマニア・ブカレストで行われるラムサール COP 11 直前の 6 月 17, 18 日に開催される WWN 主催の NGO 会議で報告し、また COP 11 期間中にサイドイベントの開催、ブース展示を行って、世界の湿地保全関係者の間で湿地保全と司法の関係に関する議論を深めていきたい。

Awareness raising and policy proposal project: Conservation of wetland biodiversity through the convention of biological diversity and Ramsar convention

Masatomi Asano, Tamotsu Suganami, Tomohiro Aoki, Shinichi Hanawa,
Masayuki Kurechi, Ryoichi Hori, Minoru Kashiwagi, Yoshino Ito,
Takayuki Jinnai, Yozo Hanyu and Minoru Arao

調査研究に基づいたこんぶくろ池湿地の植生管理指針策定と 環境教育教材作成

森 和成・大貫遵子・松清智洋・金子明美・山下紀子・
中垣ひろみ・市川 清・古橋 勲・八代英二・菅原大介・
川北裕之・永留真雄・小林達明・福田健二・久保田耕平

1. 沼田眞賞受賞と記念出版書籍の刊行

NPO 法人こんぶくろ池自然の森は、「こんぶくろ池湿地の調査・保全活動を通じた自然博物館の実現」によって第10回沼田眞賞を受賞した。受賞を記念して、書籍「市民の力で湧水自然を守る・柏市こんぶくろ池物語」をNPOとアドバイザー会議の協力で編集し、千葉日報社より平成23年1月21日に刊行した。本は、こんぶくろ池の市民活動、湧水と牧一歴史と地史、湿地と森の植物、動物相と昆虫の生態、自然環境の持続のためにの全5章よりなり、これまでの市民活動の経緯、市民と大学が共同で行ってきた調査研究活動の成果、これまでの整備管理活動の成果と今後の計画について総合的にまとめられている。

2月20日には、「沼田眞賞受賞シンポジウムーこんぶくろ池からのメッセージ」を千葉大学環境健康フィールド科学センター・シーズホールで開催した(図2)。式では、柏市長の挨拶の後、田畑貞寿日本自然保護協会理事長と大場達之千葉県立中央博物館元副館長の基調講演をいただき、「こんぶくろ池へのメッセージ」と題したパネルディスカッションを行った。「都市における自然保護の意義」と題した田畑氏の基調講演では、首都圏の都市における緑地地の



図1 「市民の力で湧水自然を守る・柏市こんぶくろ池物語」の表紙。

1970年代以降の動態と人口、気象データなどの社会指標、環境指標との関係が示され、柏市におけるこんぶくろ池と周辺の森林の重要性について、独特のユーモアを交えて説明された。「こんぶくろ池の自然の意義」と題した大場氏の基調講演では、こんぶくろ池の植物地理学的な価値と保全の単位に関して、植物の階層、生態系系列、地域環境のスケールといったキーワードを手がかりに持論を展開され、コミュニティエリア毎に地域本来の自然環境要素のセットを保全することによって、広域の秩序ある自然保護を達成しようと訴えられた。以上の基調講演をもとにパネルディスカッションを行った。湧水保全、生態系保全、歴史的資産の保全と都市づくりといったこんぶくろ池が抱えている主要



図2 シンポジウムのポスター。

な課題について、パネラーとフロアから意見交換がなされ、今後の活動の市民展開の重要性を確認して会のまとめとした。

II. 植生管理指針策定についての検討

こんぶくろ池自然博物公園では、その基本計画において、6つの植生モデル、すなわち、湿地モデル、草地モデル、マツ林モデル、落葉広葉樹林モデル、混交林及び針葉樹林モデル、芝生地を設定し、管理を行うことになっている。このうち樹林については具体的な管理方針が定められていたが、湿地および草地については詳細な検討が手つかずとなっていた。そこで、以下のような調査研究を行い、植生管理指針について検討した。

1. 植生管理活動による下層植生の変化

1) 方法

こんぶくろ池と周辺の樹林は2006年から植生管理活動が始まった。その予定区域に37の



図3 こんぶくろ池自然博物公園計画区域における調査方形区の位置。

方形区を2004年に設置し、2004年、2006年、2011年に植物の量的組成を調査した(図3)。方形区を一連番号で示したものは森林区域に設置された10m四方の方形区、アルファベットのWと一連番号で示したものは湿地区域に設置された4m四方あるいは2m四方の方形区である。

このうち森林区域については植生管理作業が行われている場所が、公園用地の買い上げとともに増加している。その内容は、外来種等の侵略的要素となるものは除去、ササは動物(ウサギ、タヌキ、ウグイス等)の生息場所となる一部を残し、原則として刈り取り、直径20cm未満の劣勢の針葉樹や腐れ・ねじれで強風に耐えられない針葉樹は除去というものである。

湿地区域では一部において、下刈りを行っているが、大部分は放置状態にある。ただしこんぶくろ池畔は護岸工事などにより攪乱された部分がある。

2) 結果と管理指針の検討

それぞれの調査区で、草丈1 m以下の2006年と2011年で比較した草本層部分の出現植物種数の増減について、比較可能なデータがとれた調査区の結果を表1と表2にまとめた。森林区域では増減が5種未満の場合、湿地区域では増減が3種未満の場合は変化なしとした。

表1より、森林区域では、植生管理を行っている場所で種数が増加しているケースが多く、植生管理を行っていない場所では種数が減少しているケースが多いことがわかる。森林区域で行われている管理方法はおおむね適正と評価された。しかし、一部の管理あり区では、種数の減少が見られた場所もあるので、その内容についてさらに検討したい。

一方、表2からは、湿地区域で植生管理を行っている場所では種数が増えているケースが多く、行っていない場所では種数が減少しているケースが多いことがわかった。弁天池から橋までの湿地は低木の刈り取り管理を適宜行っているが、その方針は概ね正しいと言える。ただし、その傾向は森林ほど顕著ではないため、今後慎重に変化の内容を精査する必要がある。湿地で植物種数が減少している場所では、調査等によ

る踏圧が原因と推察される場所もあり、踏み込みによる攪乱影響が森林より生じやすいと考えられ、管理活動や調査活動であっても、湿地への立ち入りには細心の注意を要すると言える。

湿地生草本植物のコバノギボウシをとりあげた研究からは、完全に林冠が閉鎖した暗い林内ではなく、林冠のところどころにギャップがあるやや明るい光環境が、コバノギボウシの生育に適しており、それ以外の植物の多様性をも高めるという結果が得られており、適度な間伐や枝打ちを行うことが有効と考えられた。一方、光環境が良すぎると、希少植物よりも背の高い低木種やアズマネザサが繁茂して、草本植物の光環境は暗くなり逆効果であり、適度な管理条件の存在が示唆された。

湿生木本植物のズミをとりあげた研究からは、ズミの結実数が少なく、稚樹の更新が滞っていることがわかった。その原因は、花粉を媒介するハナバチをはじめとした送粉昆虫の少なさに主に起因していると推察された。そうした現状を改善するために苗木の育苗などの人工的な方法もあるが、より自然に即した方法としては、園内の開花環境の改善とともに、周辺地域の自然環境の保全と再生が行われ、地域全体で送粉動物相が改善されることが望まれる。

2. 草地モデルの植生管理

1) 方法

2007年春に現場の土壌を採取し、そこからどのような植物が発芽するか調べた。採取された24 lの土は、大学のガラス室に持ち込まれて敷き均され、一年間、どのような種子が発芽するか調べられた。その結果、43種の発芽が確認された。そのうち半数は雑草群落の構成種だったが、1/4は二次草原の構成種だった。試験対象地の土壌が再生のための資源である埋土種子を有していることを確認するとともに、コントロールの必要がある雑草が多く隠れている

表1 森林区域に設置された方形区の草本層植物種数の変化。

植生管理の有無	種数増方形区数	種数不変方形区数	種数減方形区数
植生管理あり	3	3	1
植生管理なし	0	2	9

表2 湿地区域に設置された方形区の草本層植物種数の変化。

植生管理の有無	種数増方形区数	種数不変方形区数	種数減方形区数
植生管理あり	2	3	1
植生管理なし	1	3	3
工事による攪乱有	1	0	2

こともわかった。

そこで、現地のササ刈り取り試験を2007年から2009年にかけて行い、夏季の6月に刈る区と12月に刈る区を設定し、さらに刈り取り後の落ち葉かきを行わない区と行う区を作り、植生の変化について調べた。

2) 結果と管理指針の検討

ササが密生した状態ではほとんど出てこないオトギリソウ、ミツバツチグリ、アカネスミレ、ノジトラノオ、ヒキヨモギ、コシオガマ、ヒヨドリバナ、オトコヨモギ、ススキら草原性の種、19種が刈り取り2年目、3年目に出現した。落ち葉かきを行った区では、よりそれらの発芽が見られるようになった。さらに、刈り取り後3年目には、ほとんどの草種で開花が見られた。

一方、最初の夏にササを刈り、その後冬刈りしか行わないところでは、2年後にはササの被度が再び50%を超え、冬刈りだけではササの勢いをおさえることができないこともわかった。ササは6月に大きくなるので、その抑制を行うならば7月・8月に行うのが有効である。しかしながら、夏にササ刈りを一斉に行うと、当然のことながら成長してほしい草種にも悪影響を及ぼすため、ササや雑草を抑制し草原種の

生育を促したければ、一斉に機械刈りせず、注意深く手刈りすることになる。本法は手間がかかる上、生態的とは言えない園芸的手法であるため、検討を行った。

そこで、図4のように、区域をパッチ状に区切り、それぞれ三種の刈り方を設定すれば、持続的に草原を維持できるのではないかと考えた。パッチAでは、毎年冬刈りを行うとともに1年目には夏刈りも行う。パッチBでは、毎年の冬刈りとともに2年目に夏刈りする。パッチCでは、毎年冬刈りとともに3年目に夏刈りする。このようにローテーションすれば、草地のどこかで夏刈りが行われているが、ほかの場所では2年間夏刈りが行われないため、草原性植物も開花・結実して、種子を散布することが可能と予測される。同時に、3年に一度夏刈りすれば、ササの繁茂も抑制されると推察された。

III. 環境教育教材の作成

こんぶくろ池の自然について来訪者の理解を得、関係者の自主的学習の利便に供するためにリーフレットとハンドブックを作成した。

書籍「市民の力で湧水自然を守る・柏市こんぶくろ池物語」とあわせて、リーフレット、ハンドブックが刊行されたことにより、初めての訪問者への案内資料、小中学校や市民サークルの自主学習資料、こんぶくろ池を詳しく学ぶための資料が完備されたことになり、今後の現地案内、現地見学会はもとより、市内の各種・各級学校および市民団体の教材として今後有効活用されることが望まれる。

1. こんぶくろ池自然博物公園案内リーフレット

リーフレットは自然博物公園のマップを主体として、主な動植物種や植生、遺跡、景観について写真表示し、こんぶくろ池の価値、名の由来、湧水の仕組み等、見学者に知っていただき



図4 草地のローテーション管理モード。



図5 リーフレットの表紙.



図6 ハンドブックの表表紙(右)と裏表紙(左).

たい最小限のポイントについて説明した(図5). また, NPO の活動内容についても紹介し, 自然保護に関しては, 「こんぶくろ池からのお願い」の項目を入れ, 園内の動植物の採取と園外からの動植物の持ち込みの両方の禁止, 自転車乗り入れや遊歩道以外の立ち入りの禁止を呼びかけた. 1万部印刷.

2. こんぶくろ池自然博物公園ハンドブック

こんぶくろ池への学校関係の見学や一般の来

客者が増加しているが, 引率者の知識が十分でなく, また簡単な資料も過去にはなかったため, 一見ありふれた森と草地を見るだけで帰る見学者が多かった. そこで, 環境教育教材として, 植物や動物を写真によって自ら確かめることのできるハンドブックを作成した(図6). 内容は, 植物, きのこと, 生き物, 歴史資産となっており, 植物については, 季節毎に観察できる花を図示し, 主な種の花期, 果期, 千葉県レッドデータブックの記載の有無, 園内の分布地域と分布の量について整理した表を掲げた. A5版変形, 48ページ, 写真集, 2千部印刷.

文献

- 柏市都市緑政部公園緑政課こんぶくろ池公園計画室
2005. 「(仮称) こんぶくろ池公園整備基本計画策
定調査報告書 ― 市民で育てる百年の森・こんぶく
ろ池自然博物公園」, 柏市
- 児玉卓也・小林達明 2011. 千葉県北西部のアズマネザ
サ群落の刈り取りによる二次草原構成種の再生と
維持, 日本緑化工学会誌 37: 84-89.
- NPO 法人こんぶくろ池自然の森とアドバイザー会議
2011. 「市民の力で湧水自然を守る・柏市こんぶく
ろ池物語」, 千葉日報社, 75p.

Making plan of vegetation management and the material of environmental education based on the ecological studies of Konbukuroike Wetland

Kazunari Mori, Junko Ohnuki, Tomohiro Matsukiyo, Akemi Kaneko,
Noriko Yamashita, Hiromi Nakagaki, Kiyoshi Ichikawa, Isao Furuhashi,
Eiji Yashiro, Daisuke Sugawara, Hiroyuki Kawakita, Masao Nagatome,
Tatsuaki Kobayashi, Kenji Fukuda and Kohei Kubota

野生動物保護と自然の研修

森田正治

I. 研修について

前年度の名古屋での養成講座に引き続き、プロ・ナトゥーラ・ファンダから助成を受けることができ、3つの研修に取り組むことが出来ました。各地でボランティア養成講座が開かれるようになって来たものの「スキルアップ研修」の機会が少ないのが現状です。個体保護のみならず自然環境全体にも目を向けてもらう為に、野生動物保護セミナーを開講して幅広い講師を迎えての研修を続けています。

II. 研修

1. 野生動物レスキュー & リハビリ・スキルアップ研修～秋の講座 / 実技 & 講義

1) 実技

実習の機会が少ないことから、バードクリニック金坂動物病院の協力を得て、11月6日に生体の鳥などを使って研修を行いました(写真1, 2)。9名が受講し、満足度はとても高いものでした。

日時 2010年11月6日(土)13:30～15:30. 受講料 1,000円. 場所バードクリニック金坂動物病院(千葉市). 講師金坂裕(同院長), 代診ほか. 定員 10名. 受講者 9名(1名キャンセル).

2) 講義

11月7日午前は、会場を東京大学に移し「スキルアップ研修」を3講師がレクチャーし(「鳥

類の鉛中毒」「鳥獣の管理 & 育成」「応急処置」), 30名が受講しました。

日時 11月7日(日)9:30～12:20. 資料代 300円. 場所東京大学農学部. 講師, 森田正治(道東野生動物保護C長)「鉛中毒」, 金坂裕(B.C. 金坂動物病院長)「鳥獣の管理 / 育成」, 中津賞(中津動物病院長)「応急処置」. 受講者 30名.

2. 第7回野生動物保護セミナー in 関東

11月7日午後には講師4名によるセミナーを開催しました。東大獣医病理学の中山教授の特別講義のあと、神奈川県野毛山動物園と自然環境保全センターの獣医師2名、そして「国際生物多様性年」でもあり「ツシマヤマネコ」の保護活動で頑張っておられる獣医師1名からお話をいただき、講師は4名、参加者は約70名となりました。

受講者 70名. 日時: 2010年11月7日(日)13:00～16:30. 資料代 300円. 場所東京大学農学部. 歓迎の挨拶中山裕之教授. 特別講演: 中山裕之(東京大学大学院 / 獣医病理学研究室教授)「野生動物の病理学 — 病気の進化という視点から」, 加藤千晴(神奈川県自然環境保全C獣医師)「傷ついた野生動物が教えてくれたこと」, 松本令以(野毛山動物園獣医師)「JICA事業によるウガンダ野生動物教育Cでの活動」. 特別報告, 越田雄史(対馬動物医療センター院長)「ネコとツシマヤマネコと私」

3. 野生動物レスキュー & リハビリ・スキルアップ研修／春の講座

受講者 125 名と教室の席があふれる予想以上の好評を得ました。具体的なレスキュー & リハビリの方法をデモもまじえて 3 講師より講義いただき、大学の授業並みの中身の濃い内容でした。また、ケニア在住の神戸先生にも特別講義をお願いし、多くの方々に国際的な感覚を持てただけたかと思います。

受講者 125 名。日時:2011 年 6 月 18 日(土)13:00～17:00。受講料:300 円。場所:中央動物専門学校別館(東京都北区)。歓迎の挨拶坂本敏(中央動物専門学校長)。激励のコメント山根義久(日本獣医師会長)。森田正治(道東動物・自然研究所理事長)「野生動物医学の基礎知識」。

野村 亮(自然環境アカデミー事務局長)「野鳥の初期救護とリハビリについて」。高島一昭(鳥取県動物臨床医学研究所長)「野生動物の保護と救護の現状ー行政との連携の重要性と実際の救護方法」。特別講義, 神戸俊平(ケニア在住・獣医師)「アフリカの野生動物の現状」。

III. まとめ

受講者は学生等の若い人たちが多く、野生動物保護を通して、自然界全体について学んでいただき、これを機会に大いに羽ばたいてくれるものと期待しています。2 年間にわたり助成をいただき、日本での遅れた分野の研修事業を推進できたことに感謝の気持ちです。



写真 1 実技会場(千葉市バードクリニック金坂動物病院)。



写真 2 実技風景。生きた鳥を使つての経口投与。

Study of wildlife rescue and rehabilitation and nature

Masaharu Morita

子供達とともに行う自然環境再生事業を通じた低地林保全活動

大原 雅・山下純一・石崎智美・大松ちひろ・前川 諒・草嶋乃美・早船琢磨・
ジョナタン C. ジェトロ・速水将人・渡辺崇史・鈴木嵩彬・河田里紗

I. 研究の背景と目的

近年、希少野生生物の絶滅や外来種の侵入に関する保全の意識は非常に高まってきている。しかし、その一方で、身近にある自然が長期的に絶滅の危機にさらされていることはまだ十分認識されていない。そこで、本活動は、まず、これまで研究レベルで得られた林床植物の生活史(生き方)をわかりやすく地域住民(特に、次世代を担う子供達)に解説し、理解してもらう。そして、希少野生生物や高山植物群落だけではなく、身近な低地林も、未来に受け継いでいかなくてはならない貴重な自然遺産であることを理解してもらうことを念頭においている。

自然再生事業は賛否両論あるが、本活動では、北海道の低地林を代表するオオバナノエンレイソウを題材に、その群落が消滅した場所において、子供達にオオバナノエンレイソウ種子を播種してもらう再生活動を行う。この事業より、一度破壊された自然を回復させるための労力、再生の難しさ、かつ再生には長い時間がかかることを理解してもらう。これにより、最終的には、手つかずの自然環境を保護することの重要性を再度理解してもらうことを目的としている。

II. 方法と結果

1. 調査対象種

調査対象であるオオバナノエンレイソウは、北海道の低地林の林床植物を代表し、地域住民にも馴染みが深く、かつこれまでの研究により、生活史特性の全貌が明らかになっている。

2. 調査地

調査地は、オオバナノエンレイソウが群生する北海道・広尾町・広尾シーサイドパークである。広尾町シーサイドパークには、日本最大のオオバナノエンレイソウ群落が存在するが、以前より、その一部はオートキャンプ場として利用されてきたため、車による踏圧による植生の裸地化が進行した。現在、その地域は保護区として車の乗り入れは禁止しているが、土壌の硬化により、オオバナノエンレイソウの実生の定着および植生の回復が進んでいないのが現状である。

3. 活動内容

パンフレット「シーサイドパーク広尾の自然」の編纂をした。これまでの野外調査により蓄積したシーサイドパークの自然環境の豊かさ、その一方で、誤った自然利用がもたらす自然への負の影響(オートキャンプ場としての車の乗り入れによる植生破壊やオーバーユーズ)を理解

してもらおう試みを行った。

開花期(5月17日)には、広尾中学校(1年生:73名)、豊似中学校(1年生:4名)および新任教員(17名)に対して、オオバナノエンレイソウの生活史の解説および、野外観察会を行った。結実期(7月15日)には、広尾中学校(1年生:73名)とともに、シーサイドパーク群落内からオオバナノエンレイソウ種子を採取し、学校に持ち帰りポットに種子を播種した。ポットは各自の名札を付け、校庭内に設置したベッドに埋めた。



写真1 オオバナノエンレイソウの果実の採取(於:広尾シーサイドパーク)。

Ⅲ. 今後の展望

多年生植物であるオオバナノエンレイソウは、種子から開花までには10年以上の年月が必要であるため、播種した種子がすぐに成長、開花するものではない。しかし、逆にそのことが、一度破壊された自然を取り戻すためには、長い年月を必要とすることや、手間がかかることを理解してもらおう自然保護の学習要素となると考えられる。また、種子をポットに播種し、そのポットを学校の敷地内に作ったベッドに播種したことにより、生徒たちには、在学中に種子の発芽を観察することができる。そして、卒業後も自らが標識したポット内のオオバナノエンレイソウの成長、開花を長年にわたり観察してもらおうことが可能である。

また、学校敷地内での長期管理のもと、植物がある程度成長した後は、再び卒業生に集ってもらい、自らのポットをシーサイドパークへと運び、成長したオオバナノエンレイソウを群落内に移植する、「オオバナノエンレイソウ群落再生タイムカプセル事業(仮称)」も現在計画中である。

2007年度にプロ・ナトゥーラ・ファンドより助成をいただき、オオバナノエンレイソウの生き方を解説したパンフレットおよび教員用の指導書を作成し、地域の自然環境の大切さを理解する環境教育教材ならびに教育プログラムを作成することができた。その啓蒙活動は、その後も順調に継続することができた。本活動では、その礎のもと、これまでの活動の発展型として、再生事業を通じた低地林の保全に関する活動を展開することができた。このような継続した自然保護活動は大切であるが、その基盤には、教育委員会および学校の理解と協力体制の確立が最も重要と考える。



写真2 学校でのポットへの種子の播種とベッドへの植え込み作業.

Conservation of lowland forest based on nature restoration project with children

Masashi Ohara, Junichi Yamashita, Satomi Ishizaki, Chihiro Ohmatsu,
Ryo Maekawa, Nami Kusajima, Takuma Hayafune, Jonathan C. Djetro,
Masato Hayamizu, Takashi Watanabe, Takaaki Suzuki and Risa Kawata

北海道淡水魚保護フォーラム「川底からの河川再生」

帰山雅秀・後藤 晃・永田光博・有賀 望・卜部浩一・浦和茂彦・
菊池基弘・工藤秀明・鈴木俊哉・坪井潤一・中川大介・針生 勤・
平田剛士・福島路生・森田健太郎

私たち北海道淡水魚保護ネットワークは、北海道の在来淡水魚を保護することを目的に、魚類研究者やジャーナリストらを中心とするメンバーによって設立されました。活動の中心は、年1回、北海道の各地において市民向けの淡水魚保護フォーラムを開催することです。第11回目となる今回のフォーラムでは、川底の環境に着目し、河川生物の生息環境保全とその再生に必要な事柄は何か？をテーマに開催しました。物質の流れに着目すると、川は水、栄養、礫（砂利）の流れによって構成されています。水の流れの改变については古くから問題とされ、その解決策が模索されてきました。また、栄養の流れの重要性については、知床半島の世界自然遺産登録を契機に広く知られるようになりました。しかし、もう一つの要素である砂利の流れについてはあまり知られていないのが現状です。川底の環境悪化は藻類や水生昆虫といった河川生態系の基盤となる低次栄養段階生物への影響を通じて、魚類にも影響が波及することが知られるようになり、近年では、河川工学や河川生態学の研究者から、河川生態系の保全・再生には川底の環境回復が重要であると指摘されています。しかし、一般にはこの問題

に対する認知度は低く、解決に向けての取り組みが進んでいないのが現状です。このため、本フォーラムでは北海道の河川生態系の頂点に位置しており、流域生態系の健全度を表す指標種（アンブレラ種）であるサクラマスを中心に、川底の環境と河川生態系のつながりについて、森林・水産研究機関、大学、環境アセス会社から講師を招き、具体的な事例をもとにした話題提供を行うとともに、参加者からの質問や意見を交えながら川底環境の改善に向けた議論を行いました。

フォーラムは2011年1月16日（日）、13時から札幌市内にある道立道民活動センター、かでの2・7で開催されました。当日は、暴風雪により交通が大きく混乱したにもかかわらず、参加名簿に記入いただいた方だけでも158名もの方にご参加いただき以下の流れで進みました。

1. イントロダクション：フォーラムコーディネーターを務める、北海道立総合研究機構・さけます・内水面水産試験場、卜部浩一さんから川に必要な3つの流れ（水、栄養、砂利）について説明が行われました。
2. 基調講演：北海道大学、中村太士教授から



写真1 パネルディスカッションの様子

砂礫の移動様式の変化が流域生態系にもたらすインパクト—元気がなくなった日本の河川の現状と課題—と題して、ダムによる水や砂利の移動様式の変化により生じた河床低下、川底環境の変化、氾濫原の樹林化が河川生物に及ぼす影響について具体的な事例を交えて説明頂きました。また、砂利の移動を妨げているダムを切り下げることにより、河川環境が復元した事例についてもご紹介いただきました。

3. 講演：北海道立総合研究機構・林業試験場の長坂晶子さん、同機構、さけます・内水面水産試験場の卜部浩一さんから、川底環境の悪化（微細砂の堆積や粗粒化）が河川生態系に及ぼす影響について情報提供いただきました。専修大学北海道短期大学の布川雅典准教授、(株)北海道技術コンサルタントの渡辺恵三さんからはダムのスリット化や減少した砂利をトラップすることで水生生物の生息環境改善を行った事例をご紹介いただきました。

4. パネルディスカッション：これまでの基調講演や講演から得られた情報を受け、川底環境の回復と防災の両立、技術的な課題、住民レベ

ルでの問題意識、行政機関レベルでの問題意識に関する情報を整理し、会場からの質問・意見を受けながら議論しました(写真1)。その結果、一般論として防災との両立は可能であること、技術的な課題はあるがそれは順応的管理を前提としたモニタリング調査を通じて科学的知見を積み重ねると同時に技術レベルを向上させることで解決していかざるを得ないと結論付けられました。住民レベルでは既に強い問題意識をお持ちであると感じられる発言がありました。一方、行政機関からは発言が得られませんでした。しかし、会場には10名以上の行政機関関係者が参加されていたことから、行政機関レベルでも強い問題意識が持たれつつあるように感じられました。

フォーラム開催後には概ね良好な評価をいただいたものの「情報量が多すぎた・内容が難しすぎた」というご意見もいただきました。できるだけ多くの学術的・専門的情報を一般の方々提供したいという意図があったとはいえ、ご指摘いただいた点は事実であることから反省するとともに、今後の活動に反映していきたいと

考えています。

今回取上げた川底環境の問題、つまり、砂利の流れをどのように取り戻すかという問題は、私たちの防災と切り離して考えることはできません。私たちの生活を自然災害から安全に守ることを目的とした工事が、私たちにとってかけがえのない自然環境を破壊してしまうからです。このような問題を解決するためには、まず、住民が問題を正確に認識し、利害関係者の間での合意形成に向けた建設的な議論の場が用

意される必要があります。今回のフォーラムは問題を正確に認識するための役割を一定程度果たすことができたと思われますが、その一方で、流域住民の間で建設的な議論を進めていく際に重要な役割を果たす防災担当の行政機関からは発言を引き出すことができませんでした。このようなテーマを扱う際、行政関係者に積極的に呼び掛け、また、議論に参加しやすいような環境を用意することも重要であると考えられました。

Hokkaido freshwater fish conservation forum “Restoration of rivers focusing on streambed”

Masahide Kaeriyama, Akira Goto, Mitsuhiro Nagata, Nozomi Aruga,
Hirokazu Urabe, Shigehiko Urawa, Motohiro Kikuchi, Hideaki Kudo,
Toshiya Suzuki, Jun-ichi Tsuboi, Daisuke Nakagawa, Tsutomu Hariu,
Tsuyoshi Hirata, Michio Fukushima and Kentaro Morita

北陸地方におけるウミガメの調査と保護活動

吉田祐輝・田端絵里・山田昇平・相原三菜子・桑野 暁・原 誠二・
松田勝明・水野麻里奈・山本沙耶

I. 目的

福井県立大学ふくいうみがめサークルは、大学のサークルとしては日本海側で唯一のウミガメ調査団体である。福井県では孵化後数か月の成長段階のウミガメの漂着という世界的に珍しい現象がみられる。当サークルではこの地理的特性を生かし、これまで明らかになっていなかった成長段階の生態や回遊ルート进行调查するとともに、地域との交流や、環境保護の啓発にも力を入れている。

II. 内容及び成果

1. 通年

1) 混獲調査

地元の漁業者の方にご協力をいただき、混獲が発生した場合現地へ向かい各部位の計測およびタグの取り付け（すでについていた場合は読み取り）を行い、日本ウミガメ協議会に報告する。

2) ビーチコーミング

浜を歩き、産卵の痕跡がないか、海岸にウミガメが漂着していないかを確認する。

3) 聞き込み調査

宇久漁港、矢代海岸で聞き込み調査及び地元

4) 漁師の方との交流

2. 5月

1) ポスター掲示

混獲があった場合報告をしてもらえるようポスターを作成、小浜市役所の管轄である人魚浜と、犬熊漁港、矢代海水浴場にポスターを貼らせていただいた。

2) ビーチクリーン

矢代海水浴場で浜の清掃活動を行った。学内にポスターを貼り参加者を募ったところ、サークル外から2名の参加があった。

3. 7月

1) ビーチクリーン

矢代海水浴場の清掃活動2回目。地元の方の協力を得て船で移動し、陸から到達できない浜の痕跡調査及び清掃を行った。

4. 8月

1) 学習会

ウミガメ協議会日本海支部長の島達也さんをお招きし、学習会を行った。日本海側でのウミガメ調査の現状と、島さんが取り組んでいるアカウミガメの子ガメの日本海側への漂着の調査について、教えていただいた。

2) 種子島の調査

産卵の多い種子島へ行き、元下関水族館職員増山良子さんにウミガメ産卵調査の技法につ

いて教えていただいた。また、自分たちも調査を行い、孵化に失敗し死亡した個体のサンプルを採集し、標本とした

3) 水族館でのタグ付け

越前松島水族館でのアオウミガメの放流の際に声をかけていただき、タグの取り付けと、各部の計測を行った。また、後述の成長速度についての合同調査について企画を始める。

5. 8,9 月

1) 追跡調査

子ガメ追跡調査手法の確立をめざし、調査方法の検討を行った。既存の発信機ではカメの負担になる可能性が大きいと、小型の LED を使用した追跡装置の検討、試作を行った。また、移動経路の海流とのかかわりを調査できないか検討を行った。

6. 9 月

1) 講演会

島達也さんを再びお招きし、講演会を行った。ふくい・うみがめサークルの活動紹介、追跡調査の現状の説明および越前松島水族館での調査結果の発表、島さんには取り組んでいるアカウミガメの子ガメの日本海側への漂着の調査についてとウミガメを取り巻く諸問題について講演していただいた。

2) 学生会議

ウミガメについて調査を行う大学生が集ま

り、調査報告及び意見交換を行う。今年は三重大学で開催され、鹿児島大学、琉球大学、東海大学、宮崎大学が参加した。本サークルは今年の活動報告及び追跡調査について発表を行った。

3) 日本ウミガメ会議

ウミガメの保護、調査活動に携わる人たちの情報共有および意見交換の場として開催される日本ウミガメ会議に参加。今年には沖永良部島で開催され、ウミガメの成長速度について越前松島水族館と共同で行っている研究について発表する。

III. 今後の展望

混獲調査とビーチコーミングを継続して行っていきたい。聞き込みなどは専門家が行うと漁業者の方も批判されるのではと身構えてしまうため、私たち学生が聞き込みを行うことは有意義であろう。また、本年度の調査を通じて追跡調査と成長調査という課題を見出した。これについても継続して調査を行っていきたい。上述の活動は、対象がいつ、どこの海岸に現れるのかわからないため、地域の方々の協力が不可欠である。今後とも交流活動を積極的に行い地域皆でウミガメの調査、保護に取り組んでいけるよう努力していく所存である。

Research and conservation of sea turtles in Hokuriku region

Yuki Yoshida, Eri Tabata, Shohei Yamada, Minako Aihara, Akira Kuwano,
Seiji Hara, Katsuaki Matsuda, Marina Mizuno and Saya Yamamoto

Population status of the Tertiary relict *Tetracentron sinense* in the subtropical Ailao Mountains, Yunnan, SW China, and proposed conservation efforts

Cindy Q. Tang and Long-Yuan He

ABSTRACT

Tetracentron sinense Oliv. is a member of the family Trochodendraceae, representative of the nature of the ancient temperate flora of East Asia. The habitat and population status of this species has up to now not been demonstrated. We investigated the habitat characteristics and population structure of this Tertiary relict species in the eastern Ailao Mountains, Yunnan, SW China. On the basis of quantitative data on floristic composition as sampled in 23 plots, three plant communities containing *T. sinense* were identified: (1) the *Tetracentron-Schima-Castanopsis-Lithocarpus* community, (2) the *Lithocarpus-Schima-Tetracentron-Alnus* community, (3) the *Tetracentron-Schima-Tsuga-Taxus* community. The *T. sinense* trees studied had a maximum DBH (diameter at breast height, 1.3 m above ground level) of 200 cm (c. 280 years old) and an average of 55 cm (c. 86 years old), with a maximum height of 36 m, averaging 20.5 m. Populations of *T. sinense* occurred in unstable habitats by ravines, stream bank, valley bottoms, or steep slopes. These populations showed a multimodal type of regeneration pattern. *T. sinense* is long-lived and dominates in the canopy layer, even reaching the emergent layer in places. Our study on the distribution patterns and ecology of *T. sinense* should yield a scientific basis for recommendations for the conservation of its natural populations.

Keywords age structure, habitat, regeneration, *Tetracentron sinense*, Tertiary, Yunnan

INTRODUCTION

The mountain regions of subtropical China harbor high plant diversity and rich Tertiary relicts and endemism, and are glacial refugia for many plants (Tang et al. 2006, López-Pujol et al. 2011). Most of this region was never covered by ice-sheets during the Last Glacial Maximum (LGM); it is one of the most important global Pleistocene refugia for lineages that evolved prior to the late Tertiary and Quaternary glaciations (Axelrod et al. 1996). China has experienced a major loss of natural habitats,

particularly from the 1930s onward, mainly due to the overlogging of forests for timber, fuelwood, and paper, as well as from the conversion of natural forests into mono-specific plantations and croplands (Wu 1980, Tang et al. 2007, 2010, 2011a, 2011b). In the subtropical region, vegetation grows in a multi-dimensional pattern, the dominant vegetation being the evergreen broad-leaved forest. Topographic features are also important for creating diverse patches, as demonstrated by researchers including Sakai and Ohsawa (1994), Tang and Ohsawa (2002),

Tang et al. (2011a).

Tetracentron sinense Oliv. is a deciduous broad-leaved canopy tree and a member of the family Trochodendraceae (previously Tetracentraceae), endemic to East Asia. It only occurs in a few restricted areas in southwestern and central China, the Himalayas, northern Myanmar and Vietnam (Doweld 1998, Fu and Bartholomew 2001, Qin 2004). *Tetracentron* fossils from the Tertiary period have also been found in North America (Manchester and Chen 2006). *T. sinense* is a nice timber. Its populations in the wild have been affected by habitat destruction, overexploitation, and it is now listed as a rare and threatened species in China (Fu and Jin 1992). Its altitudinal distribution range was found to be 500-2,900 m in ravines or valley bottoms of the Himalaya region (Ohsawa 1987) and on scree slopes at 1,450-1,900 m on Mt. Emei, Sichuan, China (Tang and Ohsawa 2002). Beyond that, basic information on the population size, structure, regeneration and habitats of this species is scanty. Such information is essential to the development of effective conservation strategies. Taking into account that the size structure of populations provides an indication of their regeneration process, we analyzed the population structure. Understanding the species diversity of the patchy *T. sinense* communities, as well as their habitat preference, is important for evaluation of the population status, because species in a community often interact and depend on each other.

The aim of the present study was to (1) investigate the distribution pattern, population structure and regeneration of *T. sinense* trees, as well as the floristic diversity in their habitats, and (2) identify any threats and recommend methods of conservation.

METHODS

Study site

The Ailao Mountains, located in south-central Yunnan (Fig. 1), are made up of steep slopes leading into very narrow valleys. On the mountains, Meteorological observations at the Forest Ecosystem Research Station, Xujiaba (24°32'N, 101°01'E, 2450 masl) show a mean annual precipitation of 1931 mm, of which 85.0 % occur during the rainy season from May until October. The mean annual temperature is 11.3 °C, with a mean monthly temperature ranging from 5.4 °C in January to 16.4 °C in July. The mountain forests are structurally and floristically heterogeneous responding to factors such as climatic conditions, topographic situation, and human activities. Since the early 1980s, local inhabitants have had to abandon most agricultural fields to following the establishment of the Ailao Mountains National Nature Reserve. Nowadays, a diverse, multifaceted landscape mosaic is found, which includes primary forest, secondary forest, successional shrubland, and in the frontier zone of the Reserve, pastureland of

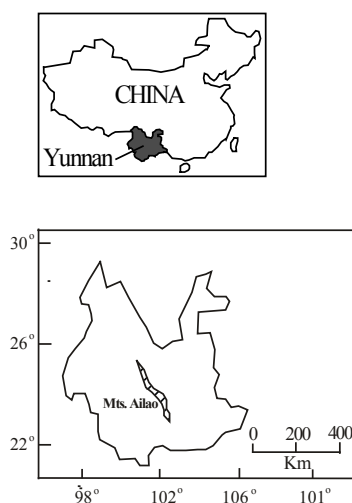


Fig. 1 The location of the Ailao Mountains.

varying ages. We established 23 plots (24°12.36'-25°03.617'N, 101°17.903'-102°41.911'E, 2150-2850 m asl) containing *T. sinense* on the eastern slope, Zhelonghoushan and Maoershan. The plot sizes range from 50 m x 20 m to 300 m x 80 m depending on accessibility.

Field data

We recorded all the species and measured their diameters at a height of 1.3 m (DBHs) and the height of woody species ≥ 1.3 m tall in the 23 plots. The coverage and maximum height of each species in the herb layer were recorded. Each tree seedling was identified, measured by height, and counted for further analysis. We also recorded all the *T. sinense* individuals outside the plots on the eastern slope of the mountains. In the present study, young individuals under 1.3 m are counted as seedlings. We measured contours and drew micro-topographic maps. The location of each individual was mapped for each plot. Thirty main stems of the *T. sinense* were sampled at a height of 1.3 m using increment borers. The dominant species were determined according to the relative basal area (RBA) of each species (Ohsawa 1984). Species diversity was expressed using the Shannon-Wiener index (Pielou, 1969). Plant communities were classified using a floristic similarity dendrogram with Euclidean and group average clustering. The PCORD program was used to perform the analysis (McCune and Mefford 1999).

The field work was carried out in November of 2010, and again from late March to early May of 2011.

RESULTS AND DISCUSSION

T. sinense trees thrive in ravines, stream banks,

valley bottoms, or steep slopes (Photos 1-3). Their habitats are unstable. A typical micro-topography map in a ravine habitat is shown in Fig. 2.



Photo 1 Deciduous *T. sinense* with new leaf buds mixed with other evergreen broad-leaved trees in a ravine. Photo was taken in March, 2011.



Photo 2 *T. sinense* distributed in a stream bank. Photo was taken in March, 2011.



Photo 3 *T. sinense* dominates in the canopy and emergent layers of the forest. Photo was taken in March, 2011.

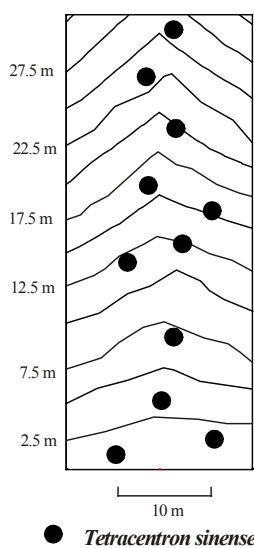


Fig. 2 The micro-topography showing *T. sinense* distributed along a ravine.

Stands characteristics

In total, 75 woody species of 40 genera in 24 families were recorded in the 23 plots containing *T. sinense* (Table 1). From the floristic similarity dendrogram of 23 plots, the plots were classified into 3 communities: (1) the *Tetracentron-Schima-Castanopsis-Lithocarpus* community, (2) the *Lithocarpus-Schima-Tetracentron-Alnus* community, (3) the *Tetracentron-Schima-Tsuga-Taxus* community (Fig. 3a). The *Tetracentron-Schima-Castanopsis-Lithocarpus* community was found at 2485-2795 m in stream banks in ravines. Deciduous *T. sinense* with other evergreen broad-leaved trees *Schima villosa*, *Castanopsis wattii*, and *Lithocarpus chintungensis* dominated in the canopy layer. *T. sinense* also reached the emergent layer (36 m tall) in places. The *Lithocarpus-Schima-Tetracentron-Alnus* community was located at relatively low altitudes between 2,195-2,555 m. It was a younger stand near a roadside. The maximum height of *T. sinense* was 16 m. The *Tetracentron-Schima-Tsuga-Taxus* community, at 2,545-2,720

m, was found on steep slopes. Three life forms including deciduous *T. sinense*, evergreen broad-leaved *Schima villosa*, and coniferous species *Tsuga dumosa* and *Taxus chinensis* var. *mairei* co-dominated the canopy layer (Fig. 3b). In general, the vertical structure of the communities was multilayered, including canopy, subcanopy, shrub layer and understory. In the understory of the forests, the coverage of bamboo *Yushania crassicolis* was over 65 % except the *Lithocarpus-Schima-Tetracentron-Alnus* forest, with a coverage of less than 15 %.

The species diversity in the *Tetracentron-Schima-Castanopsis-Lithocarpus* community had the highest Shannon's index H' of 3.26, while the other two were around 2.73.

Population structure and regeneration

The relationships ($y = 1.33x + 12.68$, $r^2 = 0.76$, $n = 38$) between age and DBH show a positive correlation (Fig. 4).

In total, 746 individuals of *T. sinense* were found within and outside the plots in the eastern Ailao Mountains. The populations as a whole had multimodal-shaped DBH and age distribution, with more than one peak in the size-classes. Several peaks occurred in 40-100 cm DBH-classes, including 69 to 146 year-old trees. *T. sinense* trees included a maximum DBH 200 cm (c. 280 years old) and an average of 55 cm (c. 86 years old). Individuals of less than 40 cm DBH, aged under 69 years, were found in sun-exposed sites including canopy gaps, forest edges, and roadsides. No surviving seedlings of *T. sinense* were found in any understory having bamboo with a coverage greater than 30 % in any plot. The poor seedling bank in the study forests is apparently due to the presence of bamboo in the

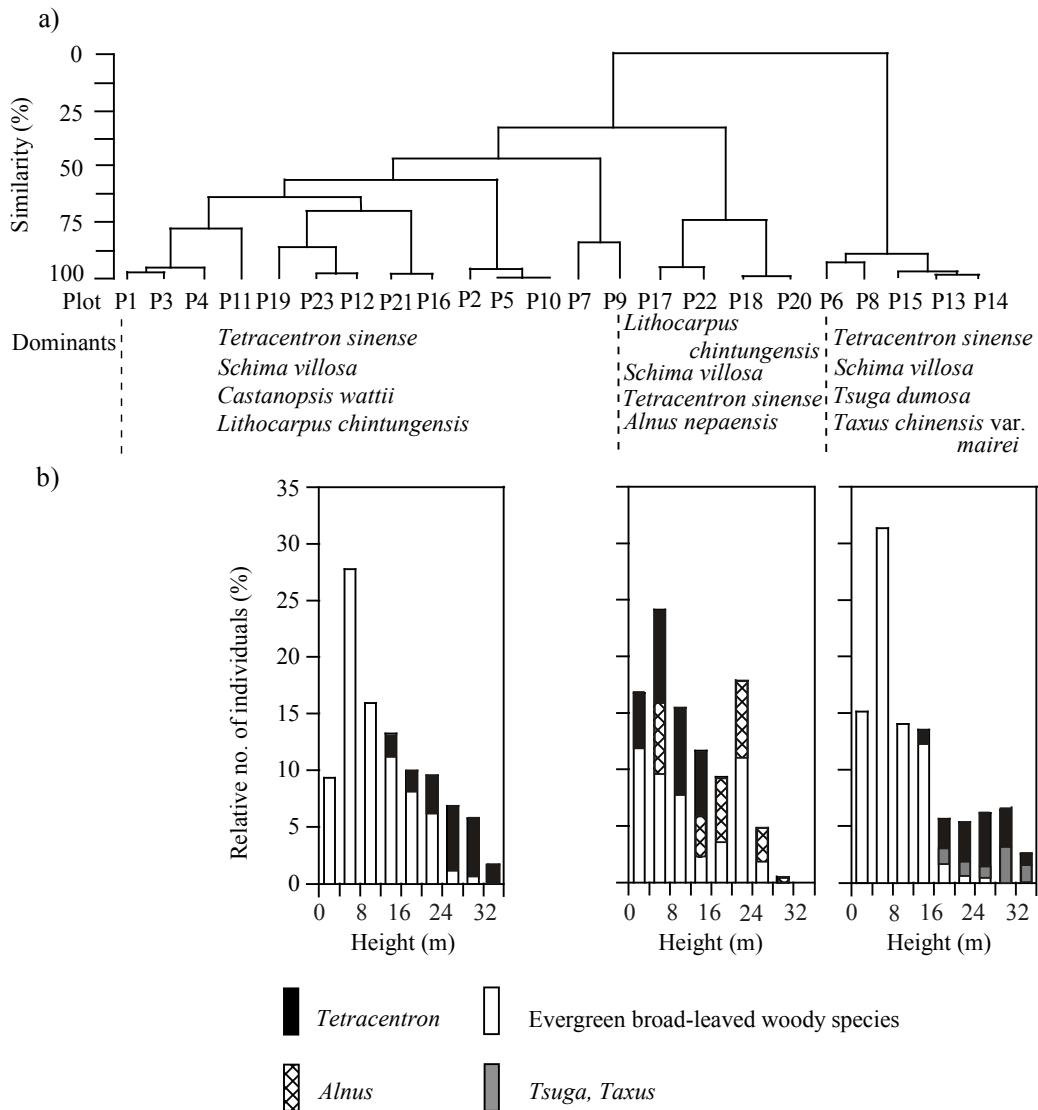


Fig. 3 (a) Floristic similarity dendrogram using Euclidean and group average clustering for the forest stands containing *T. sinense*; (b) height-class frequency distribution.

understory. In contrast, a number of seedlings and saplings were found in habitats such as roadsides without dense bamboo in their understory.

Establishment of forest species in open sites depends on the ability of their seeds to disperse, to germinate, to compete and to survive (Cavallin and Vasseur, 2008). *T. sinense* is a pioneer tree

characterized by a long life span that produces abundant minute wind-dispersed seeds. While its reproduction was by means of seeds in unstable habitats, such as ravines, stream banks, steep slopes, gravel mounds in the valley bottoms, canopy gaps, or roadsides, the resprouting ability was strong after disturbances in ravines, stream banks,

Table 1 Floristic composition of woody species (height ≥ 1.3 m) for the three communities. Dominant species are indicated by boldface. RBA = relative basal area.

Community	<i>Tetracentron-Schima- Castanopsis-Lithocarpus</i>	<i>Lithocarpus-Schima- Tetracentron-Alnus</i>	<i>Tetracentron-Schima- Tsuga-Taxus</i>
Altitude (m)	2485-2795	2195-2255	2545-2720
No. of Plots	14	4	5
Plot size	50m x 20m-300m x 80m	80m x 20m-200m x 20m	50m x 30m-200m x 80m
Species	RBA (%)	RBA (%)	RBA (%)
<i>Tetracentron sinense</i>	39.4	12.4	50
<i>Schima villosa</i>	13.9	25.4	12.4
<i>Castanopsis wattii</i>	10.8	2.1	4.5
<i>Lithocarpus chintungensis</i>	6.5	26.2	2.1
<i>Acer amplum</i>	5.9		0.5
<i>Manglietia insignis</i>	3.7	10.1	1.8
<i>Ilex triflora</i>	2.7		0.6
<i>Ilex forrestii</i>	1.8		2.8
<i>Rhododendron irroratum</i>	1.8	6.3	0.6
<i>Ilex macrocarpa</i>	1.4		0.3
<i>Neocinnamomum delavayi</i>	1.4		0.4
<i>Lithocarpus pachyphyllus</i>	1.3		
<i>Schefflera shweliensis</i>	1.3	1.3	1.3
<i>Taxus chinensis</i> var. <i>mairei</i>	1.2		7.5
<i>Illicium simonsii</i>	1.1		0.7
<i>Machilus viridis</i>	0.9		
<i>Acer elegantulum</i>	0.8		
<i>Magonolia liliflora</i>	0.6		
<i>Hartia sinensis</i>	0.5		
<i>Acer mono</i>	0.3		0.05
<i>Neocinnamomum caudatum</i>	0.3		0.1
<i>Acer heptolobum</i>	0.2		
<i>Ilex</i> sp.	0.2		
<i>Machilus salicina</i>	0.2		0.1
<i>Rhododendron leptothrium</i>	0.2		
<i>Skimmia arborescens</i>	0.2		0.6
<i>Vaccinium bracteatum</i>	0.2		0.002
<i>Fatsia japonica</i>	0.1		0.02
<i>Illicium macranthum</i>	0.1		0.6
<i>Lonicera japonica</i>	0.1		0.4
<i>Machilus rufipes</i>	0.1		
<i>Manglietia fordiana</i>	0.1		
<i>Symplocos sumuntia</i>	0.1		
<i>Skimmia reevesiana</i>	0.09		0.08

<i>Litsea elongata</i>	0.07	
<i>Machilus longipedicellata</i>	0.07	0.05
<i>Rhododendron ciliisalyx</i>	0.06	
<i>Litsea elongata</i> var. <i>subverticillata</i>	0.04	0.02
<i>Eurya cavinervis</i>	0.02	
<i>Lyonia ovalifolia</i>	0.02	0.007
<i>Osmanthus yunnanensis</i>	0.02	
<i>Phoebe lanceolata</i>	0.02	
<i>Ilex szechwanensis</i>	0.01	
<i>Schima argentea</i>	0.01	2.4
<i>Eriobotrya bengalensis</i>	0.009	
<i>Eurya yunnanensis</i>	0.008	
<i>Hydrangea macrophylla</i>	0.008	
<i>Symplocos ramosissima</i>	0.007	
<i>Berberis julianae</i>	0.005	0.002
<i>Camellia euryoides</i>	0.005	
<i>Lindera thomsonii</i>	0.005	
<i>Dendropanax dentiger</i>	0.004	0.004
<i>Aucuba himalaica</i>	0.004	0.002
Sp. 1	0.004	
Sp. 2	0.004	
<i>Eurya nitida</i>	0.003	
<i>Berberis</i> var. <i>fersinandi</i>	0.002	0.004
<i>Ligustrum quihoui</i>	0.001	
<i>Lindera communis</i>	0.001	
<i>Rhododendron edgeworthii</i>	0.001	
Sp. 3	0.001	
<i>Viburnum cylindricum</i>	0.001	
<i>Daphne cannabina</i>	0.0008	
<i>Acer flabellatum</i> var. <i>yunnanense</i>		0.001
<i>Alnus nepalensis</i>	11.4	
<i>Betula alnoides</i>	4.6	
<i>Tsuga dumosa</i>		9.6
<i>Rhododendron rubiginosum</i>		0.3
<i>Magnolia denudata</i>		0.2
<i>Symplocos</i> sp.		0.05
<i>Eurya brevistyla</i>		0.02
<i>Eurya paratetragonoclada</i>		0.008
<i>Symplocos sumuntia</i>		0.008
<i>Vaccinium duclouxii</i>		0.003
<i>Litsea rubescens</i>		0.001
<i>Symplocos hookeri</i>		0.0006

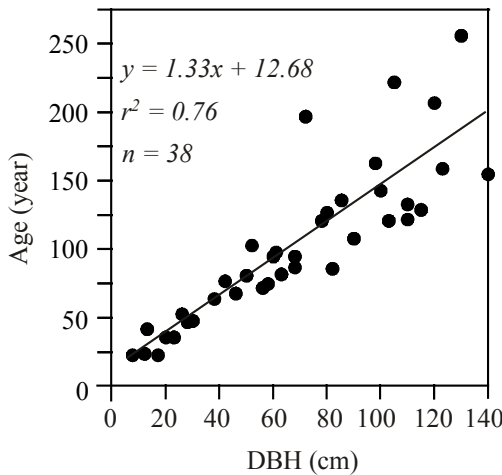


Fig. 4 The relationship between diameters at a height of 1.3 m (DBHs) and ages for *T. sinense*.

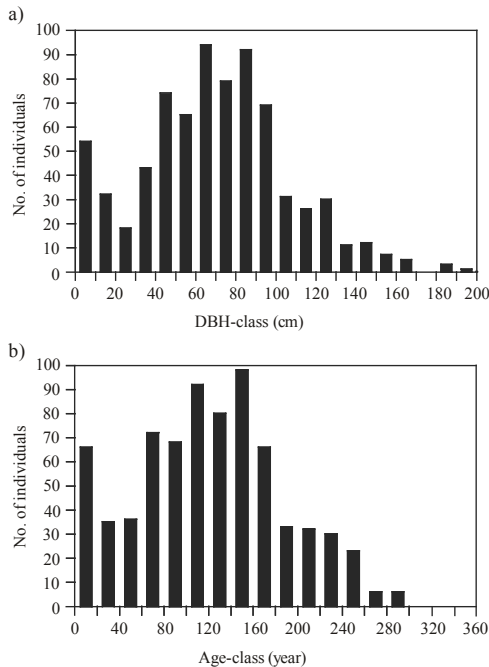


Fig. 5 (a) DBH-class frequency distribution and (b) age-class frequency distribution of *T. sinense* ($H \geq 1.3$ m tall).

valley bottoms and on steep slopes with frequent landslides. The mean ratio of sprouts to main stems was 1.5 ± 1.9 (mean $\pm$ SD). *T. sinense* is able to develop deep roots in very shallow soils and in rocky soils.

The ecological performance is similar to that of other Tertiary relict plants. Trees of *Davidia involucrata* grow mostly on valley slopes and valley bottoms, where the soil often contains much gravel, or on scree slopes on Mt. Emei, Sichuan (Tang and Ohsawa 2002). *Metasequoia glyptostroboides* is found on steep slopes and in deep valleys of subtropical Chinese forests with sterile soil derived mainly from sandstone (Chu and Cooper 1950, Tang et al. 2011a). *Ginkgo biloba* is found along eroded, rocky stream banks and on steep slopes in the subtropical forest on Mt. Tianmu, Zhejiang (Del Tredici 1992). *Euptelea polyandra* thrive in valleys with repeated ground surface disturbances in warm-temperate forests of Chiba prefecture in Japan (Sakai and Ohsawa 1994). *Michelia coriacea* survive in limestone outcrop habitat (Tang et al. 2011b). All these trees have established themselves in unstable habitats where competition from other trees is limited.

Conservation

Many Tertiary relict tree species are now represented by only a few living specimens in China. Their conservation is of great concern for China and for the world, because of their rarity and their phylogenetic traits. Efforts to conserve *T. sinense* will focus on preserving habitats by protecting valley bottoms, ravines, and stream banks. Damage, logging and firewood cutting must be prevented to maintain present populations and to enhance recruitment of seedlings. For the long-term survival of *T. sinense*, it is critical to increase the population of seedling banks by protecting them where they are at risk, as on roadsides. This rare species can thrive if given the chance.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study is financially supported by the Pro Natura Foundation Japan for 2010. Sincere thanks to all the staff of the National Nature Reserve of the Ailao Mountains, Xingping Management Bureau, for helping our field investigation.

REFERENCES

- Axelrod, D. I., Al-Shehbaz, I. and Raven, P. H. 1996. History of the modern flora of China. In: Zhang, A. and Wu, S. (eds.). Floristic characteristics and diversity of East Asia Plants, pp. 43-55. Springer, New York.
- Cavallin, N. and Vasseur, L. 2008. Potential for red spruce (*Picea rubens* Sarg.) establishment from natural seed dispersal in old fields adjacent to forest stands. *Plant Ecol* 199: 33-41.
- Chu, K.-L. and Cooper, W. S. 1950. An ecological reconnaissance in the native home of *Metasequoia glyptostroboides*. *Ecology* 31: 260-278.
- Del Tredici, P. 1992. Natural regeneration of *Ginkgo biloba* from downward growing cotyledonary buds (Basal Chichi). *Amer. J. Bot.* 79: 522-530.
- Doweld, A. B. 1998. Carpology, seed anatomy and taxonomic relationships of *Tetracentron* (Tetracentraceae) and *Trochodendron* (Trochodendraceae). *Annals of Botany* 82: 413-443.
- Fu, D. Z. and Bartholomew, B. 2001. Tetracentraceae. In: Wu, C.Y., Raven, P. R. (eds.). *Flora of China*, Vol. 6, p. 125. Science Press and Missouri Botanical Garden Press, Beijing and St. Louis.
- Fu, L.-K. and Jin, J.-M. 1992. *China Plant Red Data Book-Rare and Endangered Plants*. Science Press, Beijing.
- López-Pujol, J., Zhang, F.-M., Sun, H.-Q., Ying, T.-S., Ge, S. 2011. Mountains of southern China as “plant museums” and “plant cradles”: Evolutionary and conservation insights. *Mountain Research and Development* 31(3): 261-269.
- Manchester, S. R. and Chen, I. 2006 *Tetracentron* fruits from the Miocene of Western North America. *International J. Plant Sci.* 167: 601-605.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. *Vegetatio* 57: 15-52.
- Ohsawa, M. 1987. Vegetation zones in the Bhutan Himalaya. In: Ohsawa M. (ed.). *Life zone ecology of the Bhutan Himalaya*, pp. 1-71. Chiba University, Chiba.
- Pielou, E. C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York.
- Qin, H. N. 2004. Tetracentraceae. In: Wu, C. Y. (ed.). *Flora reipublicae popularis sinicae*, Vol. 1, pp. 767-769. Science Press, Beijing.
- Sakai, A. and Ohsawa, M. 1994. Topographical pattern of the forest vegetation on a river basin in a warm-temperate hilly region, central Japan. *Ecol. Res.* 9: 269-280.
- Tang, C. Q. and Ohsawa, M. 2002. Tertiary relic deciduous forests on a humid subtropical mountain, Mt. Emei, Sichuan, China. *Folia Geobotanica* 37: 93-106.
- Tang, C. Q., Li, Y.-H. and Zhang, Z.-Y. 2010. Species diversity patterns of natural secondary plant communities and man-made forests in a subtropical mountainous karst area, Yunnan, SW China. *Mountain Research and Development* 30: 244-251.
- Tang, C. Q., Hou, X., Gao, K., Xia, T., Duan, C. and Fu, D. 2007. Man-made versus natural forests in mid-Yunnan, southwestern China: Plant diversity and initial data on water and soil conservation. *Mountain Research and Development* 27: 242-249.
- Tang, C. Q., Yang, Y., Ohsawa, M., Momohara, A., Hara, M., Cheng, S. and Fan, S. 2011a. Population structure of relict *Metasequoia glyptostroboides* and its habitat fragmentation and degradation in south-central China. *Biological Conservation* 144: 279-289.
- Tang, C.Q., He, L.-Y., Gao, Z., Zhao, X.-F., Sun, W.-B. and Ohsawa, M. 2011b. Habitat fragmentation, degradation, and population status of endangered *Michellia coriacea* in southeastern Yunnan, China. *Mountain Research and Development* 31: 343-350.
- Tang, Z., Wang, Z., Zheng, C. and Fang, J. 2006. Biodiversity in China's mountains. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 347-352.
- Wu, Z. (ed.). 1980. *Vegetation of China*. Science Press, Beijing.

西南中国雲南省における絶滅危惧種スイセンジュ (*Tetracetrone sinense* Oliv.) 個体群の保全に関する研究

Cindy Q. Tang and Long-Yuan He

スイセンジュ (*Tetracetrone sinense* Oliv.) はヤグルマ科 (*Trochodendraceae*) に属する東アジアの古代温帯植物相の遺存種である。本種のハビタットや個体群の状況についてはこれまで明らかにされてこなかったため、中国南西部、雲南省のアイラオ山地において、第三紀遺存種である本種のハビタットと個体群構造を調査した。23 プロットで得られた植物相の量的データから、スイセンジュを含む3つの植物群落群が識別された：(1) *Tetracetrone-Schima-Castanopsis-Lithocarpus* 群落群, (2) *Lithocarpus-Schima-Tetracetrone-Alnus* 群落群, (3) *Tetracetrone-Schima-Tsuga-Taxus* 群落群。スイセンジュの胸高

直径の最大値は 200 cm (樹齢：約 280 年) で、平均値は 55 cm (樹齢：約 86 年)、樹高の最大値は 36 m で、平均値は 20.5 m であった。スイセンジュ個体群は、急斜面や谷底、谷壁斜面、峡谷などの不安定な立地で確認された。これら個体群の頻度分布は多峰形の更新パターンを示した。また、スイセンジュは長寿命で、林冠層で優占し、場所によっては林冠層を超えることもあった。スイセンジュの分布と生態的特性を明らかにした本研究によって、本種の自然個体群保全にとって有用な科学的知見が得られた。

(富田瑞樹訳)

Restoration ecology of abandoned mono-specific rubber and *Acacia mangium* plantations in tropical rainforests of Selangor, Negeri Sembilan, Federal Territory - Kuala Lumpur, and Sarawak, Malaysia

Baki Hj Bakar

PHASE 1

Research activities focused on the restoration ecology of mono-specific rubber plantations in tropical rainforests of Selangor, Negeri Sembilan, and Federal Territory - Kuala Lumpur, Malaysia. The results of these studies have been reported in the First Report. One output of this research is manpower training with Ms Nurfilza Nasir registered under our supervision for an MSc programme in the University of Malaya. She is now in the final stage of her preparation of the thesis, due to be submitted by February - March 2012. She is also in the final stage of preparing and submitting a joint paper for the Journal of Tropical Ecology.

PHASE 2

The initial studies on the restoration ecology of abandoned mono-specific *Acacia mangium* plantations conducted in tropical rainforests of Selangor was abandoned following the reclamation of the study sites for replanting of rubber trees by the relevant government agencies.

We shifted the study sites to include ex-plantations of *A. mangium* in Sampadi-Lundu

Forest Reserves, Sarawak. Extensive field census on species shifts and succession were conducted with the help of botanists and field assistants from the Sarawak Forest Research Centre, Kuching with plots set up in the pristine tropical rain forests nearby as the control. Initial look at the collated data collected indicated some “missing links” among tree species continuum in terms of similarity of species entity and composition between Stage 3 (~ 40 years after abandonment/harvest) of the *A. mangium* forests and the climax tropical forest (arbitrarily named as Stage 4). This warrants a further look for the study sites elsewhere in Sarawak, perhaps in Sabal Forest Reserves, Sri Aman or Suai-Lambir Forest Reserves, Bintulu where *A. mangium* plantations were once established and the remnants of those forests (~ 50 years after abandonment/harvest) still prevailed.

We would like to establish more study plots in those aforementioned forests with the hope/aim of establishing a reasonable continuum of species succession from Stage 1 (15 ~ 20 years after abandonment/harvest) through Stage 2 (20 ~ 30 years after abandonment/harvest), through Stage 3

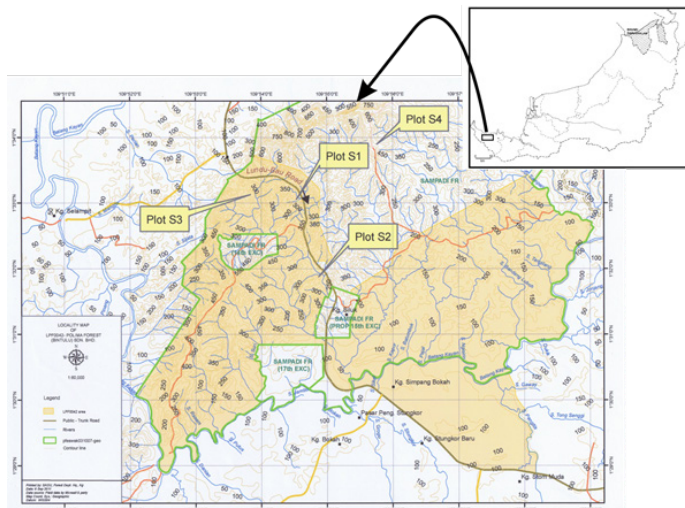


Fig. 1 Location of study sites at the Sampadi-Lundu Forest Reserves, Sarawak.

(30 ~ 40 years after abandonment/harvest) through Stage 4 (~50 years after abandonment/harvest) to Stage 5 (climax tropical rainforest). The trend(s) of species succession in *A. mangium* forests after different duration of abandonment would give us a good picture of pioneer tree species that come to colonize the prevailing canopy openings in such forests, to what extend those pioneer tree species contribute to the succession processes, and to what magnitude in terms of species richness and similarity in the succession continuum.

PHASE 3

We believe that *A. mangium* forest plantations serve as epicenters for the migration, hitherto invasion into forest openings and open spaces as well as derelict areas in the rural and townships of Malaysia. This is especially evident along the roads, highways and openings in the townships. These new populations of *A. mangium*, are in fact,

satellite populations which at some stage act as new epicenters for further invasions. What were once *A. mangium* forests have been also planted with *A. auriliformis*, and a lot of hybridization has taken place between them.

The invasiveness of these *Acacias* is of concern to the authorities in Sarawak in particular and in Malaysia in general.

We took the initiatives to map *Acacia* aggregates in Sarawak based on presence/absence data on the incidence(s) of especially along the roads, highways, new townships and derelict farm areas. This led to population census/survey of *Acacia* spp. aggregates from Sematan in the western frontier of Sarawak to Lawas in eastern Sarawak. These data will be augmented by spectral analyses of satellite imaging of *Acacia* species aggregates in the state of Sarawak.

Based on my discussions with the Director and Deputy Director II, Sarawak Forest Department

recently, 2 or possibly 3 forest officers/researchers wish to pursue the above research (Phase 2 & Phase 3) at the MSc/PhD level locally or abroad.

We hope after gathering these data and presenting them to the authorities in the state, mitigation programmes to arrest further invasion of Acacia species aggregates could be instituted by the relevant authorities in Sarawak in particular.

Based on current estimates of spending, it would be reasonable to request further funding from PRO NATURA FOUNDATION JAPAN to support the remaining part of Phase 2 and Phase 3 of research activities to be carried on in earnest.

The location of study sites in the Sampadi-Lundu Forest Reserves and the Acacia plantations nearby is shown in Fig. 1.

放棄ゴム園とアカシア植林地の自然再生に関する研究

Baki Hj Bakar

マレーシア半島部、及びサラワク州において、それぞれ放棄ゴム園とアカシア植林地の自然再生過程について研究を行った。放棄ゴム園の自然再生過程についてはマレーシアセランゴール州、ネグリセンビラン州、連邦特別区（クアラルンプール）で調査を行い、この結果については第一次報告書で報告したが、アウトリーチとしては Nurfilza Nasir 氏が本プロジェクトの一環として修士論文を作成し（2012 年 2 月までに提出予定）、学術雑誌に投稿できるまでになり得たことである。

第 2 フェーズとして放棄アカシア植林について、上記と同様の調査をマレーシア半島部で行っていたが、その後調査サイトが政府の方

針によりゴム園に転換されたため、調査対象地をサラワク州 Sampadi-Lundu Forest に変更しサラワク林業局の協力の下に研究、近隣域の自然林との比較・分析を行った。その結果、放棄後 40 年以上経過した植林地の種構成は、自然林と大きな隔たりが在ることが分かった。少なくとも Sarawak 州内の同じような立地条件下の森林で同様の調査が必要であることを示唆している。筆者等はこれらの結果を踏まえて、放棄植林地（農園も含めて）の回復過程と植生の連続性を明らかにするための更なるプランとして、放棄後の経過年数を細かく設定したサイト（stage 1 ～ 5 まで）での研究の必要性を訴えている。

（奥田敏統訳）

Conservation of relict plants and its habitats along the altitudinal gradients of the sub-tropical evergreen broad-leaved forest of the Bhutan Himalaya

Pema Wangda¹, Dorji Gyaltsen¹, Tshewang Dorji¹ and Rebecca Pradhan²

ABSTRACT

The study was carried out along the humid altitudinal gradients from the southern foothills (250 m a.s.l.) to the mid-mountain top (3370 m a.s.l.) of the Bhutan Himalaya. Climatically, the study area covers from hot humid sub-tropical type at the foot hills through warm humid sub-tropical type, cool humid temperate type and to the upper cold temperate types. The study area falls on the windward side of the Bhutan Himalaya, hence receives heavy precipitation of 4687.7 mm annually from the Indian plains and decreases along the altitude towards the inner Bhutan Himalaya. The annual mean temperature decreased with a lapse rate of 5.7 °C/100 m from 24.1 °C at the foothills (250 m a.s.l.) to 6 °C on the mountaintop (3300 m a.s.l.) indicating humid conditions. The mean maximum temperature was recorded at 26.6 °C in July and a minimum of 16.9 °C in January at 250 m a.s.l. and a maximum of 11.2 °C in July and a minimum of -0.5 °C in January at 3300 m a.s.l. respectively. The extreme climatic conditions and wide altitudinal range influences the existence of diverse forest types including relict/primitive and endemic plants in the study area.

The attitudinal vegetation series was classified into five broad forest types; (1) Sub-tropical broad-leaved forest (469-792 m a.s.l.), (2) Warm evergreen broad-leaved forest (896-1552 m a.s.l.), (3) Cool evergreen broad-leaved forest (1740-2161 m a.s.l.), (4) Mixed evergreen-deciduous broad-leaved forest (2688-3025 m a.s.l.) and (5) Cold conifer forest (3088-3300 m a.s.l.) respectively. A total of 121 tree species belonging to 54 families were recorded with Lauraceae as the dominant family followed by Ericaceae, Fagaceae and Rosaceae. Evergreen species dominated with 84 species followed by 35 deciduous species and 2 conifer species.

Relict/primitive and endemic plants recorded along the altitudinal gradients include conifers (*Abies densa*), Magnoliaceae (*Magnolia*, *Talauma*), Lauraceae (*Cryptocarya*), Hamamelidaceae (*Exbucklandia*), Tetracentraceae (*Tetracentron*), Lardizabalaceae (*Decaïsnea*).

However, several human activities were occurring along the study area causing threat to the relict/primitive and endemic plants including important oak-laurel forest. It is highly recommended to phase out particle board industry from the study area and conserve the forest for future generation as the area harbors diverse endemic and relict plant species of not only Bhutan but also of regional and global importance.

INTRODUCTION

The foot hills of Bhutan Himalaya stretched from Samdrupjongkhar district in the east to Phuntsholing in the west along the border with India. The southern part of Bhutan is also a part of the Shiny

broad-leaved forest (Shouyou-jurin) of Asia stretching from Japan, China, and Korea including Bhutan, Nepal and a part of Northern India (Fig. 1A). Hence deserves to be studied for conservation of this forest.

1: Research and Development Centre-Yusipang 2: Royal Society for Protection of Nature, Thimphu, Bhutan

Received 28 March 2012, Published 21 October 2013

Climatically, the study area receives heavy precipitation (c. 4700 mm annually) and remains under humid condition for most time of the year favoring high biodiversity including relict plants.

The lack of basic ecological information including the importance of relict and endemic plant species may lead to the loss of biodiversity mainly primitive or relict plants. This study aims to collect important ecological information for sustainable conservation of biodiversity and relict/primitive plant species in Bhutan and around the region.

The word relict refers to a surviving remnant of a natural phenomenon. A relict (*or relic*) plant or animal is a taxon that persists as a remnant of what was once a diverse and widespread population. Therefore, those species needs special attention for conservation and protection.

OBJECTIVES

The study aims to understand the basic ecological habitats of relict plants and its associates along the humid altitudinal gradients of the Bhutan Himalaya including the climatic conditions. Specifically the study tries to:

1. understand the climatic conditions,
2. define forest types along the humid altitudinal gradients
3. inventor relict/primitive and endemic plants and
4. to recommend for conservation of the important humid broad-leaved forest of the Bhutan Himalaya.

STUDY SITE

This study was conducted along the altitudinal gradients from the mid-mountain top at 3370 m a.s.l. under cold temperate fir forest to southern foothills

at 250 m a.s.l. of sub-tropical broad-leaved forest (Fig. 1BC). The present study is specifically located in Chukha Dzongkha (District) in South-Western Bhutan (Fig. 1B).

METHODS

Temperature and relative humidity

Air temperature and relative humidity were recorded using HOBO Onset data logger (Onset Computer Co. MA, USA) installed along various locations. Eight data loggers were installed along the altitudinal gradients from conifer forest at 3370 m on the mountain top to sub-tropical broad-leaved forest at the foothills at 250 m a.s.l. The HOBO data loggers were set at hourly interval data recording. The data was downloaded every after three months of recording and batteries were replaced after resetting the loggers.

Litter and soil sampling

Litter and soil samples were collected by setting small quadrats (0.5 m by 0.5 m) in each sampling plot. The samples were separated into litter, fermentation-humus, and soil surface layer. Dried

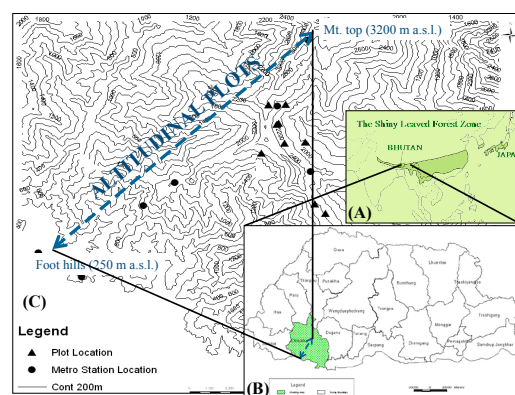


Fig. 1 Map of the study area; (A) distribution of shiny broad-leaved forest, (B) map of Bhutan indicating the study area and, (C) study area showing plot distribution from 250-3300 m a.s.l..

samples were sent to the soil laboratory for analysis (SPAL), Semtokha, Bhutan.

Socio-economic survey (Ethno-botanical survey)

The socio-economic survey was conducted using semi-structured format and conducted interview. One farmer from each household was interviewed from 4 block (geogs) distributed along southern foothills (300 m) to mid hills around Gedu (2100 m). A total of 72 households were interviewed. This area includes only the major agricultural settlements.

Vegetation survey

Vegetation sampling plots were laid along the altitudes. A total of 20 vegetation plots were established. The quadrat sampling was adopted for inventorying the tree layer.

The trees occurring within the quadrat attaining a height greater than 1.3 m ($H \geq 1.3$ m) were measured, identified and recorded for tree height (H, m), height of the lowest living branch (HB), height of the lowest living leaf (HL) and diameter at breast height (DBH, cm at 1.3 m above ground).

For regeneration survey, all seedlings and saplings occurring inside the plot measuring 2 m by 2 m were identified and their height and age were estimated by counting branch tiers and/or bud-scale scars. The fieldwork was carried out from November 2010 to September 2011. Nomenclature of plants followed after Flora of Bhutan (Grierson and Long 1983-2000; Noltie 1994-2000), The Orchids of Bhutan (Pearce and Cribb 2002), Weeds of Bhutan (Parker 1992), Wild Rhododendrons of Bhutan (Pradhan 1998), Flowers of the Himalaya: A supplement (Stainton 1988), Flowers of Bhutan (Nakao and Nishioka 1984), Flowers of the Himalaya (Polunin and Stainton 1984), and Photo-

album of plants of Eastern Himalaya (Hara 1968).

DATA ANALYSIS

Climate data analysis

HOBO Onset data loggers were downloaded using BoxCar Pro for Windows, Version 4.3 provided by Onset Computer Co. and HOBOWARE. After each download, batteries were replaced and reset the logger again. Simple climate analysis using excel was performed.

Vegetation data analysis

Species basal area (BA, cm^2) was calculated from DBH data of tree individuals and calculated the relative proportion of each species' basal area in percent (Relative Basal Area, RBA %). The RBA of each species was used as abundance measure of species in a community. The dominant species of the altitudinal plots were determined based on the dominance analysis (Ohsawa 1984, Kikvidze and Ohsawa 2002).

The preliminary data was processed using pivotal table of the Microsoft Excel. Once the data was processed, analysis was carried out by using PC-ORD version 4 (McCune and Mefford 1999) and cluster analysis was performed using distance measure of Sorensen (Bray-Curtis method).

RESULTS

Climatic conditions along the altitudinal gradients of the study are

The seven HOBO onset data logger (Temperature and relative humidity) installed at various locations were downloaded and analyzed for annual mean, minimum and maximum respectively (Fig 2 B,C). The annual mean temperature decreased from 24.1 °C at the foothills (250 m a.s.l.) to 6.0 °C at the

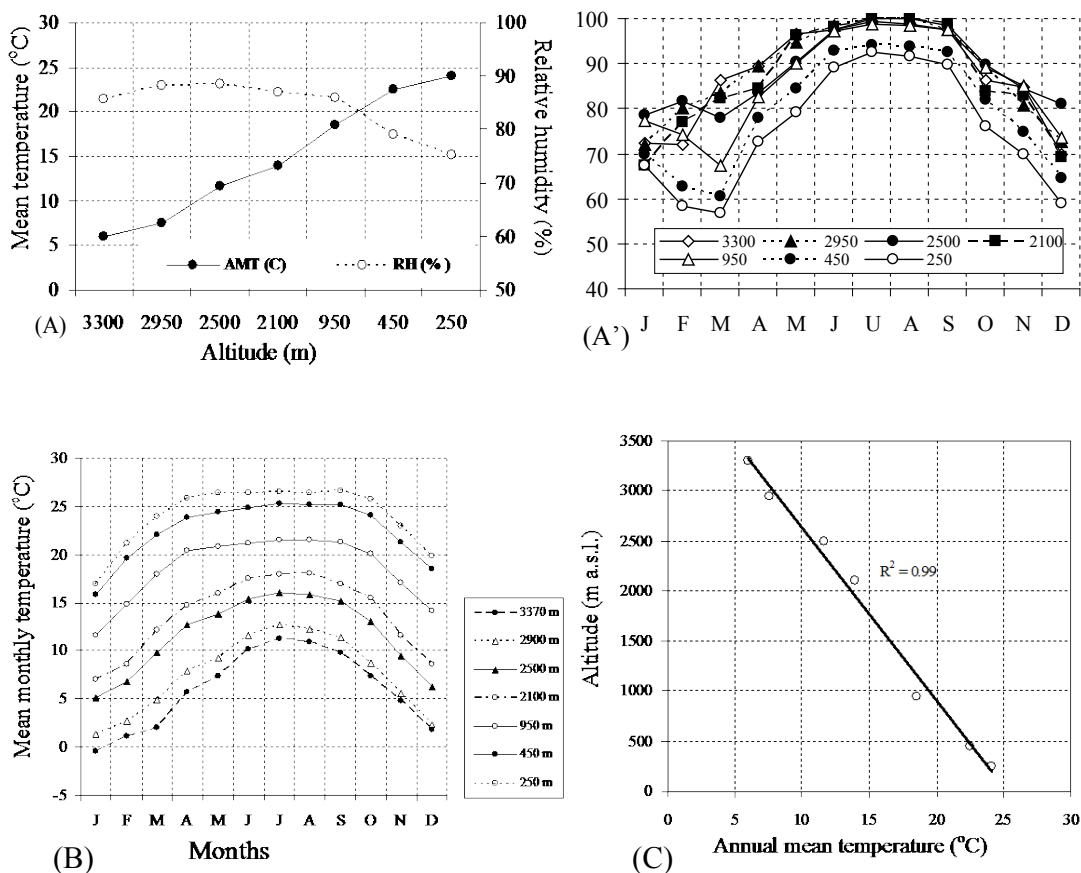


Fig. 2 Thermal conditions of the study area; (A, A') RH (%) & annual mean temperature (°C), (B) seasonal temperature along the altitude and (C) change in temperature along the altitude (Lapse-rate 5.7).

mountaintop (3300 m a.s.l.) with a lapse rate of 5.7 (Fig. 2C). Interesting pattern of mean monthly temperature was observed from April to September at the lower altitudes (250 m, 450 m and 950 m) where the temperature curve remains flatten. On the contrary, the mean monthly temperature steadily increased till July and decreased (Fig. 2B). The maximum temperature at 250 m a.s.l. was 26.6 °C in July and a minimum of 16.9 °C in January while it was 11.2 °C in July and -0.5 °C in January at 3300 m a.s.l. respectively (Fig. 2 B). The relative humidity was 72.5 % at 250 m a.s.l. and increased to 88.6 % at 2500 m a.s.l. and again tends to decreased to 85.8 % at 3300 m indicating a cloud zone between 2000-

2900 m a.s.l. (Fig 2A). The mean monthly relative humidity increased towards the monsoon months and remains relatively lower during the winter months (Fig. 2A')

Vegetation analysis results

The vegetation survey data obtained from 20 sampling plots covering whole altitudinal series from 496-3300 m a.s.l. showed diverse forest types. A total of 121 tree species comprising of three major life-forms of evergreen, deciduous and conifers were recorded (Fig. 3A). The dominant life-form was observed as evergreen with a species of 84 followed by 35 deciduous and 2 conifers respectively. Along

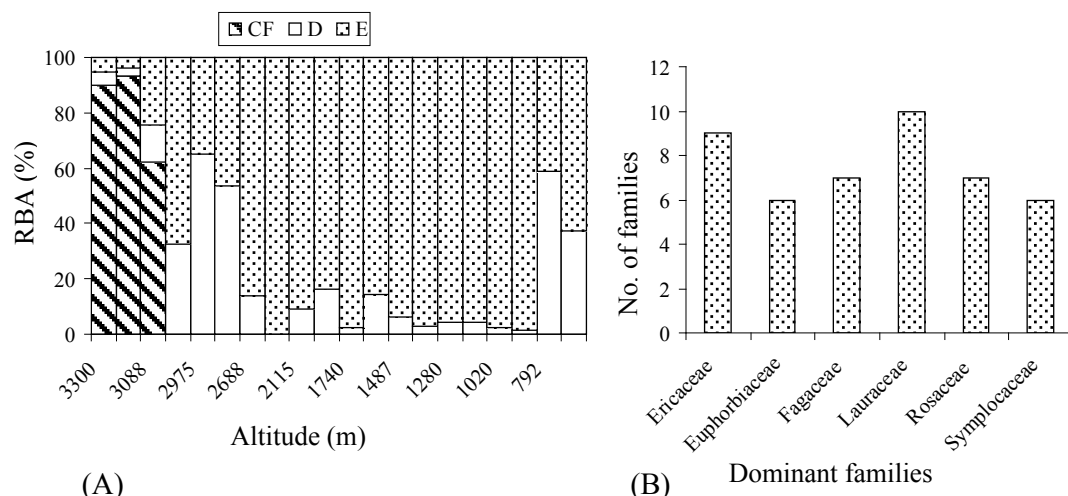


Fig. 3 Life-form distributions; (A) life-form & (B) distribution of dominant families.

the altitude, the upper mountain top is dominated by conifers mainly *Abies* and *Juniperus* followed by deciduous-evergreen mixed forest of *Magnolia*, *Gambelia*, *Lithocarpus*, *Rhododendron*, while the mid-altitude forest were mainly dominated by evergreen broad-leaved species of *Quercus*, *Cinnamomum*, *Castanopsis* and finally the lower altitude remain as mixed evergreen-deciduous forest of sub-tropical types respectively (Fig 3A). The high diversity of family members belonging to 54 families were recorded (Fig. 3 B). The maximum number of species recorded was under the family of lauraceae (10 species) followed by ericaceae (9 species), fagaceae and rosaceae (7 species each), and euphorbiaceae and symplocaceae with 5 species each (Fig. 3 B).

The altitudinal series of Phuntsholing-Gedu covering from 250 to-3300 m a.s.l. was classified into five major forest types by cluster dendrogram and determined by presence of dominant tree species (Fig. 4). The five forest types were (1) Sub-tropical broad-leaved forest between 469-792 m a.s.l., (2) Warm evergreen broad-leaved forest between 896-1552 m a.s.l., (3) Cool evergreen broad-leaved

forest between 1740-2161 m a.s.l., (4) Mixed evergreen-deciduous broad-leaved forest between 2688-3025 m a.s.l., and (5) Cold temperate conifer forest between 3088-3300 m a.s.l. respectively (Fig. 4).

Several relict/primitive and endemic trees were the most important tree species recorded in the study area. These species were distributed along different habitats covering the whole altitudinal range from sub-tropical to cold temperate habitat. At the lower altitudes (469-792 m a.s.l.) two important tree species of *Talauma hodgsonii* (15 m, 32 cm) and *Duabanga grandiflora* (41 m, 140 cm) belonging to the magnoliaceae and Sonneratiaceae were recorded. Similarly, relict/primitive and endemic plants of *Tetracentron sinense*, *Ixonanthes*, *Cryptocarya bhutanica* and *Talauma hodgsonii* were recorded in the Warm evergreen broad-leaved forest between 896-1552 m a.s.l.. In the cool evergreen broadleaved forest between 170-2161 m a.s.l., the most important relict plants were *Exbucklandia populnea*, *Corylopsis himalaica* both belonging to the relict/primitive family of Hamamelidaceae. In the Mixed evergreen-deciduous broad-leaved

forest (2699-3025 m a.s.l.), the relict/primitive plant species include *Taxus baccata*, *Magnolia campbellii*, *Decaisnea insignis* and finally in the cold temperate forest (3088-3300 m a.s.l.), *Abies*, *Juniperus* and *Rhododendron kesangiae* were recorded as an important plant species (Fig. 4).

SOCIO-ECONOMIC OF THE COMMUNITIES

A total of seventy two households were interviewed during the study period covering four different eco-

regions from southern foothills (Sampheling Geog) at 300 m, Kamji (Geling Geog) at 1000 m a.s.l, Darla Geog at 1700 m a.s.l. and Bongo Geog at 2000 m a.s.l. (Fig. 5, Tab. 1). Among the households interviewed 73. 6 % were male compared to 23. 4 % female with an overall average age of 47 years. Majority of the farmers interviewed revealed a strong human intervention on forest was from the industrial activities such as particle board factory, logging with a lesser impact such as traditional

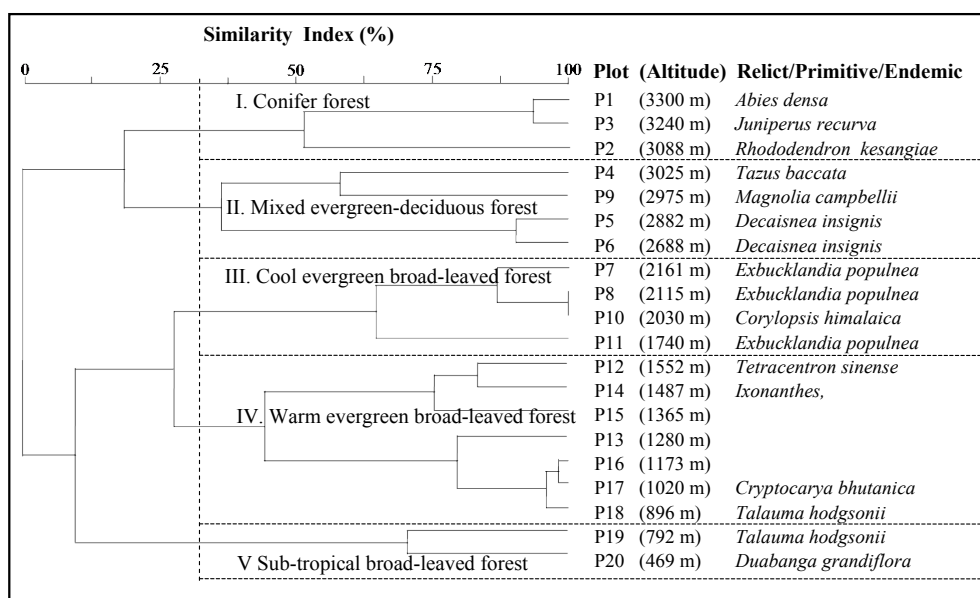


Figure 4 Dendrogram depicting different forest types of the study area based on cluster analysis and presence of relict/primitive and endemic plants.

Table 1 Details of households interviewed for the biodiversity survey of the study area.

Geogs (Block)	Total interviewee	Occupation	Age	Gender	
				Male	Female
Sampheling	18	Farmer	48	17	1
Geling	14	Farmer	44	8	6
Darla	20	Farmers	50	20	0
Bongo	20	Farmer	47	8	12
Total	72	Average age	47	53 (73.6 %)	19 (23.4 %)

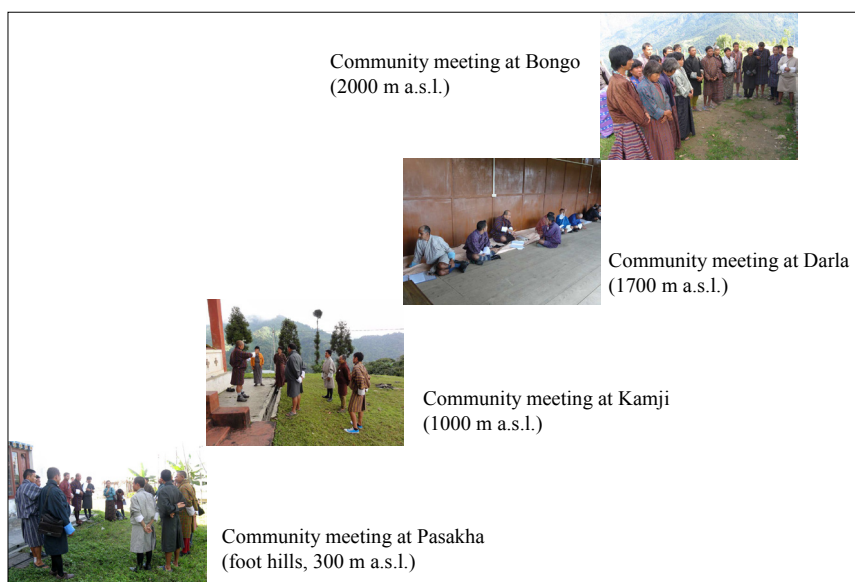


Figure 5 Community meeting and discussion including interview related to biodiversity and change in vegetation in the study area (settlements).



Figure 6 Phenological observation of *Decaisnea insignis* from flowering fruiting and seedlings.

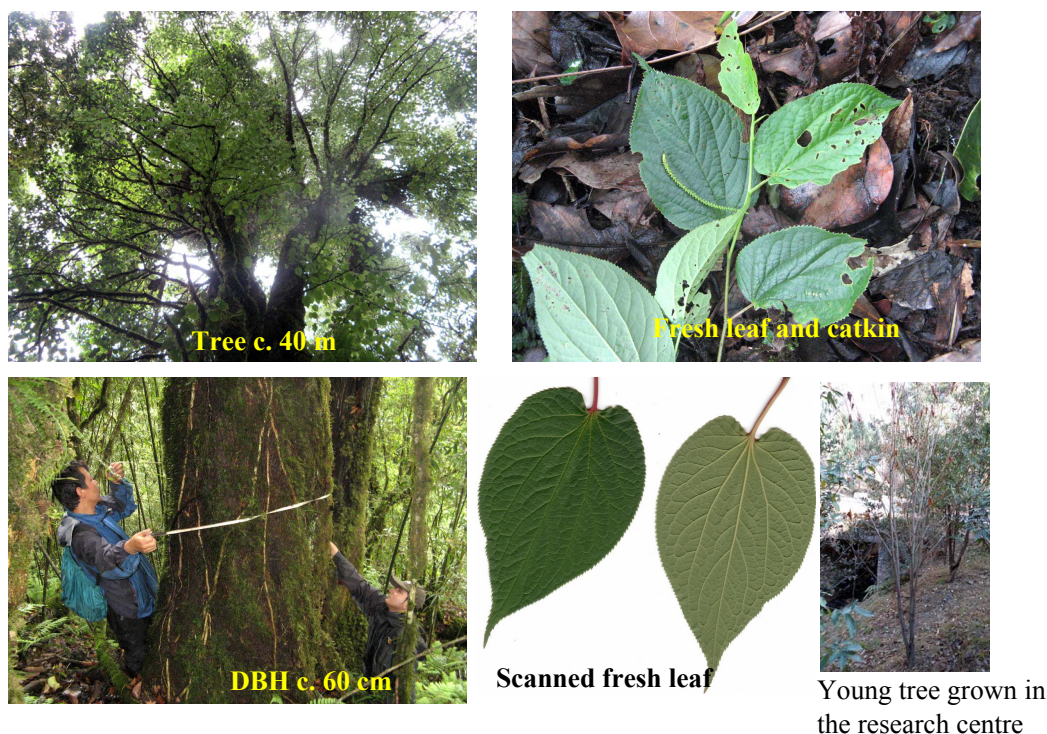


Fig. 7 *Tetracentron sinense* in the study area and saplings grown in the research centre.

practice of open cattle grazing by the local farmers. An exotic conifer plantations were also done by the loggers in the area, as such the farmers believed that biodiversity of the area was greatly affected besides reducing the grazing area.

CONCLUSION / SUMMARY

The present study found presence of several important relict/primitive plants along the humid slopes of Phuntsholing-Gedu series (250-3300 m a.s.l.) which were under strong human intervention. Human intervention includes commercial logging, settlements (rural and urban), subtle traditional practice such as grazing, rural timber (selective logging), shifting cultivation and orchards (oranges at lower altitudes). There were also dangerous trends of planting exotic conifers (*Cryptomeria*) after large scale logging in the study area.

The relict plant species includes *Tetracentron sinense* (one genus, one species belonging to one family) which were distributed only in the Himalayas and endemic to Eastern Himalaya and China. Similarly, *Decaisnea insignis* is another deciduous relict plant in the Himalayas (Fig 6) endemic to Eastern Himalaya and South West China. Other relict/primitive plants include *Exbucklandia populnea*, *Corylopsis himalaica*, *Talauma hodgsonii*, *Taxus baccata*, *Ixonanthes*, *Cryptocaria bhutanica*, *Magnolia campbellii*, *Daubanga grandiflora* etc.

The study area showed diverse forest types as a result of extreme climatic conditions covering sun-tropical type, warm temperate, cool temperate and cold temperate types respectively. Five forest types depicted were; (1) Sub-tropical broad-leaved forest, (2) Warm evergreen broad-leaved forest, (3) Cool evergreen broad-leaved forest, (4) Mixed

evergreen deciduous broad-leaved forest and, (5) Cold temperate conifer forest.

Thus, the study area deserves to be protected and conserve not only for Bhutan but also for the region as well.

ACTIVITIES RECOMMENDED

Decasinea insignis: Monitoring of phonological cycle of the relict plant was found important. During the course of study period, *Decasinea insignis* was found flowering, fruiting and seeds were collected. The seeds were sown and grown in the nursery (Fig. 6). Such initiatives were found important to create awareness among the community and the resource managers. The fruit was found to be edible.

Tetracentron sinense; A monospecific Tetracentraceae family which is one of the monotypic east Asiatic families of Trochodendrales. It is an ancient relict angiosperm (vesselless) having one genus, one species and one family is also found in the study area. Some seedlings were collected and planted in the research centre since it was found difficult to grow through seeds. The seedlings were found performing well (Fig. 7).

ACKNOWLEDGEMENT

With support of Pro Natura fund, the important study such as conservation of relict and primitive plant resources are possible.

REFERENCE

Grierson, A. J. C. and Long, D. G. 1983-2000. Flora of Bhutan Vol. I. Part 1,2,3. Vol. II. Part 1,2,3 and Vol. III. Part 1,2. Edinburgh, UK.

Kikvidze, Z. and Ohsawa, M. 2002. Measuring the number of co-dominants in ecological communities. Ecological Research 17: 519-525.

McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. PC-ORD: Multivariate

Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.

Meteorological data of Bhutan for the past 8 years (1994-2001). Meteorological section, Council for RNR Research of Bhutan, Ministry of Agriculture, Royal Government of Bhutan, Thimphu Bhutan.

Noltie, H. J. 1994-2000. Flora of Bhutan: Part 1 and 2, vol. 3. Royal Botanic Garden, Edinburgh.

Ohsawa, M. 1987. Vegetation zones in the Bhutan Himalaya. In: Ohsawa, M. (ed.) Life Zone Ecology of Bhutan Himalaya II. Chiba University: 1-71.

Parker, C. 1992. Weeds of Bhutan. National Plant Protection Centre Simtokha, Royal Government of Bhutan, Department of agriculture, Thimphu, Essen and Exeter.

Polunin, O. and Stainton, A. 1984. Flowers of the Himalaya. Oxford Univ. Press. New Delhi.

Pradhan, R. 1998. Wild Rhododendrons of Bhutan. Quality Printers, Kanthmandu, 53 p.

Stainton, A. 1988. Flowers of the Himalaya. A supplement. Oxford Univ. Press. New Delhi.

Wangda, P. and Ohsawa, M. 2006a. Gradational forest change along the climatically dry valley slopes of Bhutan in the midst of humid eastern Himalaya. Plant Ecology 186: 109-128.

Wangda, P., Pradhan, R., Pradhan, N. and Wangdi, T. 2006b. Conservation of native species diversity in the abandoned wasabi sites of Lamperi evergreen broad-leaved forest in the western Bhutan Himalaya. Annual Report of PRO NATURA Fund 15: 137-154.

ブータンヒマラヤ亜熱帯常緑広葉樹林における標高傾度に沿った遺存植物種と生育地の保全

Pema Wangda¹, Dorji Gyaltshen¹, Tshewang Dorji¹ and Rebecca Pradhan²

ブータンヒマラヤの南山麓（標高 250 m）から中腹の尾根（3370 m）までの湿潤な標高傾度に沿った気候、森林植生および遺存植物種の分布を明らかにし、本地域における生物多様性の効果的な保全に向けた提言をおこなうことを目的に研究をおこなった。

標高が上がるにつれ、山麓部の亜熱帯気候から、暖温帯、冷温帯、亜寒帯気候へと変化した。調査地域はブータンヒマラヤの風上側に位置しているため、インド平原からの風により年間 4687.7 mm もの降水量がもたらされる。降水量は内陸のブータンヒマラヤへ向かって、また標高が上がるにしたがって少なくなる。年平均気温は標高 250 m の山麓に置いて 24.1 °C（月平均最高気温 26.6 °C [7 月]、月平均最低気温 16.9 °C [1 月]）から標高 3300m の尾根での 6 °C（それぞれ 11.2 °C [7 月]、-0.5 °C [1 月]）へと変化した。標高にともなう気温の低減率は 5.7 °C /100 m と湿潤環境であった。こうした標高傾度に沿った幅広い気候条件が、遺存植物を含む多様な森林タイプの成立に影響している。

調査地全体で 54 科 121 種の木本種が記録され、科別にみるとクスノキ科が最も多く、ツツジ科、ブナ科、バラ科と続き、また生活型別にみると常緑広葉樹 84 種、落葉広葉樹 35 種、針葉樹 2 種であった。標高に伴って植生は大きく 5 つのタイプに区分でき、それぞ

れに遺存種が分布していた：【1】標高 469-792m, Sub-tropical broad-leaved（主な遺存種 *Talauma hodgsonii* and *Duabanga grandiflora*）、【2】896-1552m, Warm evergreen broad-leaved forest (*Tetracentron sinense*, *Ixonanthes*, *Cryptocarya bhutanica* and *Talauma hodgsonii*）、【3】1740-2161m, Cool evergreen broad-leaved forest (*Exbucklandia populnea* and *Corylopsis himalaica*）、【4】2688-3025m, Mixed evergreen-deciduous broad-leaved forest (*Taxus baccata*, *Magnolia campbellii*, and *Decaisnea insignis*）、【5】3088-3300m, Cold coniferous forest (*Abies*, *Juniperus* and *Rhododendron kesangiae*)。

このように調査地は遺存種の生育地となっているが、標高に沿って様々な人間活動も行われていた。特にパーティクルボードの生産は大面積の森林伐採を伴い、さらに伐採跡地には外来樹種（スギ）の植林が行われることもあり、停止されることが望ましい。多様な固有種と遺存種を包含するこの調査地域の森林を保全し将来世代へと引き継ぐことは、ブータンのみならずアジア地域あるいは世界的に見ても非常に重要なことである。

（北澤哲弥訳）

1: 再生可能自然資源研究開発センター、ブータン 2: 王立自然保護協会、ブータン