

はじめに

プロ・ナトゥーラ・ファンド（略称P.N.ファンド）助成事業は、（財）自然保護助成基金が資金を提供し、（財）日本自然保護協会が助成事務全般を受け持つ、両財団の共同事業として、1990年に始まりました。「PRO NATURA」は、ラテン語で「自然のために」という意味を持ち、第1期の助成開始以来、毎年この名にふさわしい国内外の自然保護のための研究や活動に対して助成を続け、今回第20期の報告書を出すこととなりました。

プロ・ナトゥーラ・ファンドは、自然保護に対して有効で公正な助成事業となるよう独自の審査委員会による選考を行っていますが、第20期は厳正な審査の結果、国内外20の団体・個人に、2009年10月より2010年9月までの1年間助成を行いました。第20期までに助成した事業は、国内外あわせて440件となり、助成総額は4億6千万円を超えました。

本報告書は、2009年度（第20期）助成20案件の成果と、2008年度（第19期）の長期事業助成2案件の報告をとりまとめたものです。

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

2011年11月

公益財団法人 日本自然保護協会 理事長 田畑貞寿
財団法人 自然保護助成基金 理事長 有賀祐勝

目 次

はじめに

プロ・ナトゥーラ・ファンダ<第20期助成>

第20期助成の概要	1
第20期助成先一覧	2

国内研究助成

有明海奥部・諫早湾における海底堆積物の変化と諫早湾干拓事業の影響	3
群馬県玉原湿原の保全に関する研究	
—20年間の植生変化に関する追跡調査—	15
砂防堰堤撤去による溪流植生復元のためのモニタリングおよび回復評価手法の開発	29
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	43
奄美群島における絶滅危惧植物の生育地調査と保全遺伝学的研究	51
奄美大島におけるイシカワガエルの生活史を通じた行動圏と利用環境の解明	59
サシバ (<i>Butastur indicus</i>) の狩場環境の創出にむけた草刈りや杭の設置の保全的効果の検証	81
三浦半島沿岸におけるカムリウミスズメの保全のための調査	91
海洋島における外来アリの分布パターンの経時変化と在来鳥類群集への影響評価	105
宝蔵寺沼ムジナモ自生地の生育環境把握と改善のための水質調査	111
国立公園特別保護地区上高地における地形変化と 植生動態を許容した自然景観保全に関する基礎研究	125

国内活動助成

日本におけるユネスコ「人と生物圏」計画の普及と「生物圏保存地域」の登録・活用	137
地域連携による生態学教育プログラム「人と自然と生態学」2	141
野生動物レスキュー&リハビリ・ボランティア養成	147
普及・啓発・提言事業 湿地の生物多様性	
～ラムサールCOP10からCBD-COP10へ～	151
野尻湖における水草帯の復元と保全手法に関する検討	155
南大東島の環境保全のための啓蒙活動	165
サハリン石油・ガス開発の環境影響における 自然環境・野生生物保護のための調査・提言・啓発活動	169

国内長期事業助成 (第19期)

兵庫県但馬地方に生息するニホンザル地域個体群の絶滅防止と軋轢解消	173
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	181

海外助成

Conservation of Snow leopard <i>Uncia uncia</i> in Mustang district of Annapurna Conservation Area (ACA) of Nepal	201
Development and implementation of research-based techniques to suppress impact of fires on crane and stork habitats at Muraviovka Park, Amur Region, Russia Final Report on 2009-2010 activities to Pro Natura Fund (Japan)	221

プロ・ナトゥーラ・ファンド

第20期助成

第20期助成の概要

プロ・ナトゥーラ・ファンドは、自然保護のための調査研究および保護・普及のための市民活動に助成する、(財)自然保護助成基金と(財)日本自然保護協会による共同事業です。

2009年度(第20期)は、昨年と同じ国内助成の「研究助成」・「活動助成」および「海外助成」の3つの枠組みで助成を実施しました。

公募は、これら3つの区分で2009年6月に開始しました。その後7月に締切り、8月と9月に各分野の専門家等からなる審査委員会委員による審査を経て、10月に助成対象事業を決定しました。

応募総数は国内89件、海外9件の合計98件でした。助成実施団体は、次項の一覧のように国内研究助成11件、国内活動助成7件、海外助成2件、計20件に助成を行いました。第19期からの継続助成案件は、研究助成が1件、活動助成が1件、合計2件で、助成総額は1985万円でした。

今期の助成では、有明海諫早湾についての研究や、シカの食害、CBD-COP10など、世間で関心の高いテーマに関連した事業が目立ちました。モニタリングを事業のテーマとして据えている案件も多く、今後の計画的な保全活動が期待できる成果が、多く得られました。

他にも希少種の保護に資する基礎的研究や、人材養成のためのセミナー・講座などのほか、実際に制度などを用いて自然保護を進める事業もあり、非常に幅の広い助成内容となりました。

海外助成では、ネパールとロシアでの事業が採択され、地域住民に対し自然保護の普及・啓発活動が行われたほか、対象種の基礎的研究や保護のための技術開発が行われるなど、フィールドを中心とした活動・研究が行われ、各案件ともに素晴らしい成果を得ることができました。

なお、本報告書には第20期に助成した事業の全てと、第19期に助成した長期事業2案件の成果を掲載しました。

2009年度（第20期）プロ・ナトゥーラ・ファンド助成先一覧

国内研究助成				(万円)
No.	テーマ	グループ名	代表者名	内定額
1	有明海奥部・諫早湾における海底堆積物の変化と諫早湾干拓事業の影響	有明海環境生態調査・研究プロジェクト	堤 裕昭	95
2	群馬県玉原湿原の保全に関する研究	玉原湿原保全プロジェクト	福嶋 司	95
3	砂防堰堤撤去による溪流植生復元のためのモニタリングおよび回復評価手法の開発	赤谷溪流生態研究会	吉川 正人	66
4	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	196
5	奄美群島における絶滅危惧植物の生育地調査と保全遺伝学的研究	奄美希少生物調査隊	宮本 旬子	100
6	奄美大島におけるイシカワガエルの生活史を通じた行動圏と利用環境の解明	奄美両生類研究会	永井 弓子	111
7	サンバク(<i>Butastur indicus</i>)の狩場環境の創出にむけた草刈りや杭の設置の保全的効果の検証	岩手大学農村生態系再生研究会	東 淳樹	99
8	三浦半島沿岸のカムリウミズメ保全のための調査(継続)	城ヶ島沖の海鳥観察グループ	宮脇 佳郎	129
9	海洋島における外来アリの分布パターンの経時変化と在来鳥類群集への影響評価	南大東生態系保全グループ	大西 一志	125
10	宝蔵寺沼ムジナモ自生地の生育環境把握と改善のための水質調査	羽生市ムジナモ保存会	中野 忠男	95
11	国立公園特別保護地区上高地における地形変化と植生動態を許容した自然景観保全に関する基礎研究	上高地自然史研究会	川西 基博	100
国内研究助成 11件				小計 1211

国内活動助成				
No.	テーマ	グループ名	代表者名	内定額
1	日本におけるユネスコ「人と生物圏」計画の普及と「生物圏保存地域」の登録・活用	日本MAB計画委員会	酒井 暁子	58
2	地域連携による生態学教育プログラム「人と自然と生態学」2(継続)	岩手生態学ネットワーク(Ecology in Iwate Network: EINET)	松政 正俊	40
3	野生動物レスキュー&リハビリ・ボランティア養成	野生動物保護施設ネットワーク	森田 正治	36
4	普及・啓発・提言事業 湿地の生物多様性～ラムサールCOP10からCBD-COP10へ～	ラムサール・ネットワーク日本	浅野 正富	150
5	野尻湖における水草帯の復元と保全手法に関する検討	野尻湖水草復元研究会	山川 篤行	97
6	南大東島の環境保全のための啓蒙活動	ダイトウコノハズク保全研究グループ	高木 昌興	87
7	サハリン石油・ガス開発の環境影響における自然環境・野生生物保護のための調査・提言・啓発活動	国際環境NGO FoE Japan	ランダル ヘルテン	100
国内活動助成 7件				小計 568

海外助成				
No.	テーマ	申請者名	推薦者名	内定額
1	ネパール、アンナプルナ保護区ムスタン地区におけるユキヒョウ(<i>Uncia uncia</i>)の保護活動	Achyut Aryal	幸島 司郎	100
2	ロシア・アムール地域のムラヴィオフカ自然保護区内におけるツル類・コウノトリの繁殖地に野火が及ぼす影響を抑制するための、研究に基づいた技術の開発とその実行	Sergei M. Smirenski	百瀬 邦和	106
海外助成 2件				小計 206
合計 20件				1985

有明海奥部・諫早湾における海底堆積物の変化と 諫早湾干拓事業の影響

有明海環境生態調査・研究プロジェクト
堤 裕昭¹⁾・梅原 亮¹⁾・高橋 徹²⁾・門谷 茂³⁾

Changes of sedimentation in the inner parts of Ariake Bay and Isahaya Bay after the closure of gates of the dike by the reclamation project in Isahaya Bay

Research project on the environment and ecosystem of Ariake Bay
Hiroaki Tsutsumi, Akira Umehara, Tohru Takahashi, Shigeru Montani

有明海奥部および諫早湾では、1990年代後半より、陸域からの栄養塩流入量に大きな変化が起きていないにもかかわらず秋季に大規模な赤潮が頻発し、夏季には底層で貧酸素水が発生し、海底生態系が著しく衰退する事態が発生してきた。本研究グループは、2001年より有明海奥部および諫早湾で水質・海底環境の定期調査を実施し、これらの現象の発生メカニズムを解明し、豊饒の海の再興をめざす研究を行ってきた。本研究では、1997年4月に諫早湾の干拓事業に伴う潮受け堤防の締め切りが、有明海奥部を含む広範囲の海域の潮流や海水構造を変化させた可能性に注目し、これらの変化によってもたらされる海底環境の変化を捉える調査を実施した。調査結果より、湾奥部では海底の急速な泥化が認められ、諫早湾調整池からの排水に含まれる大量の懸濁粒子が諫早湾ならびに有明海奥部に輸送されて堆積していること、有明海奥部には濁度の異なる2つの水塊が存在することを見出した。

1. はじめに

九州西岸に位置する有明海の奥部およびその内湾である諫早湾は、潮汐に伴う潮位差が大潮時には奥部で約6mにも達し、約2万haに呼ぶ広大な干潟を擁し、古来より「豊饒の海」として讃えられる豊かな生態系を擁する場所である。これらの干潟およびその沖合に広がる水深が20mに満たない浅海域には、アサリ、ハマグリ、アゲマキ、タイラギなどの底生二枚貝類が大量に棲息し、採貝漁業を中心に、良好な漁場として利用されてきた(菅野 徹 1981、菊池 2000)。しかしながら、1990年代後半より、陸域からの栄養塩流入量に大きな変化が起きていないにもかかわらず(環境省有明海・八代海総合調査評価

委員会 2006)、秋季に大規模な赤潮が頻発するようになった(堤ら 2003、堤 2005、堤ら 2005)。また、夏季には、諫早湾から有明海奥部の西側～中央部の海域で広範囲にわたって、底層で貧酸素水が発生するようになり、海底生態系に大きな影響を及ぼす事態が発生してきた(東 2000、佐藤ら 2001、村上ら 2001、Tsutsumi 2006、堤ら 2003、2007)。

そこで、本研究グループは、2001年より有明海奥部および諫早湾で水質・海底環境の定期調査を実施し、これらの現象の発生メカニズムを解明し、豊饒の海の再興をめざす研究を行ってきた(堤ら 2003、2005、2007)。これまでの研究成果より、秋季に発生する赤潮の規模が、1998年より有明海沿岸域にお

1) 熊本県立大学環境共生学部 (〒862-8502 熊本市月出3-1-100)
2) 熊本保健科学大学・保健科学部 (〒861-5598 熊本市和泉町325)、(熊本県立大学大学院環境共生学研究科)
3) 北海道大学大学院環境科学院 (〒060-0810 札幌市北区北10条西5丁目)

ける同量の降水量に対して（つまり、河川から流入する栄養塩量を標準化して比較しても）、急激に大規模化したこと、秋季の赤潮発生時には、本来、海水の鉛直混合が盛んとなる海水冷却期となるはずの時期に、奥部海域で塩分成層が形成されていて、その低塩分化した、栄養塩濃度の高い表層で赤潮が発生していること、奥部海域の海底ではその植物プランクトン由来の有機物の堆積によって底質表層の有機物含量が増加し、夏季の底質からの酸素消費量を上げる原因の1つとなっていることなど、大規模な赤潮と貧酸素水の発生メカニズムの概要が明らかとなってきた。

秋季の大規模な赤潮発生の原因となる塩分成層の形成は、有明海奥部へ流入する高濃度の栄養塩を含んだ河川水（淡水）が、海水との鉛直混合が弱いため、表層に留まる淡水が増えることによって起きる現象と考えられる。1990年代半ばまでは、有明海奥部における秋季の赤潮の発生は少なく、発生しても、小規模で短期間に終了していたこと（堤ら 2005）や、同海域への栄養塩の負荷量に1960年代以降大きな変化がないこと（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会 2006）を考慮すると、それまでは赤潮の発生を伴う塩分成層がほとんど形成されなかったのではないかと推測される。

そこで、本研究では、有明海奥部では1998年以降に海水構造の大きな変化が生じて、塩分成層が海水冷却期の秋季にも発生しやすくなり、大規模な赤潮の発生や貧酸素水の発生を引き起こしていると仮定し、これらの現象を引き起こす究極的な原因の解明を目指している。現時点でもっとも注目される1997年～1998年における有明海奥部の環境の変化としては、その内湾である諫早湾において、干拓事業に伴う潮受け堤防の締め切りが1997年4月に行われたことである。潮受け堤防の建設に伴って、諫早湾だけではなく、有明海の広範囲にわたって、潮流が変化した可能性が指摘されている（宇野木 2002a、2003b、2003、灘岡・花田 2002、灘岡 2003、齋田ら 2004）。しかしながら、潮受け堤防締め切り以前の潮流調査や水質調査は諫早湾内に限られ、また調査精度にも大きな問題があることから、近年の調査結果と比較して、潮流や海水構造に、潮受け堤防締め切りによって何らかの変化が生じたのか否かを検証することは不可能である。また、コンピュータ・シミュレーションの技法を用いて、潮受け堤防締め切り前の潮流や海水構造を再現し、現状と比較することも困難である。そのため、諫早湾潮受け堤防を再度開門し、同湾における潮流を堤防締め切り以前の状態に回復させて、同湾を含む有明海奥部で



写真1 有明海奥部の空撮画像（2009年11月4日）
手前左側:福岡県矢部川河口、対岸左側:長崎県諫早湾湾口、対岸中央部:佐賀県藤津郡太良町

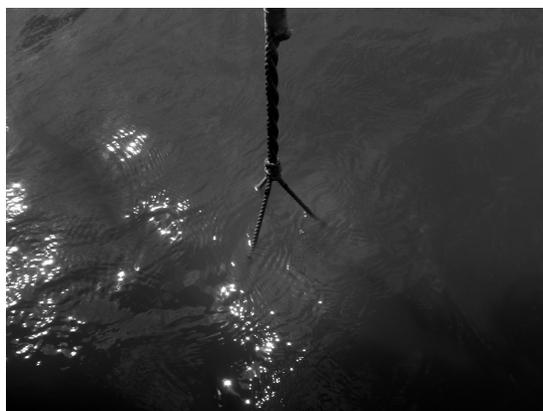


写真2 諫早湾調整池の水。常に微細な粒子が再懸濁して、濁度が高い。透明度はわずか30 cmである。（撮影2010年4月24日）

広域的な環境アセスメント調査を実施することが望まれる。ところが、その実現までの道のりは険しいのが実情である。そのため、本研究では、有明海奥部、諫早湾および同調整池で水質調査を実施し、水質および海水構造の実態を把握するとともに、潮流や海水構造の変化をもたらす海底環境（特に堆積物の粒径）の変化を捉える調査を計画し、実施した。これらの調査結果より、海底に残された近年の環境変化を解析し、有明海奥部・諫早湾の海洋生態系の異変と諫早湾潮受堤防の締めきりの影響との関係について考察する。

2. 材料と方法

調査地域

九州西岸に位置する有明海最奥部の佐賀県川副町地先の干潟の沖合から熊本県玉名市沖の海域において、東西兩岸のほぼ中央を縦断する方向に約3km間隔で10調査地点（Stn S1～H）、同湾西側に位置する内湾の諫早湾を仕切る潮受け堤防内の調整池に4調査地点（Stn R1～R4）を設置し、2009年10月～2010年10月に原則として毎月1回、遊漁船をチャーターして、水質および海底環境の調査（Stn S2～Cの4地点のみ）を実施した（図1）。2009年11月

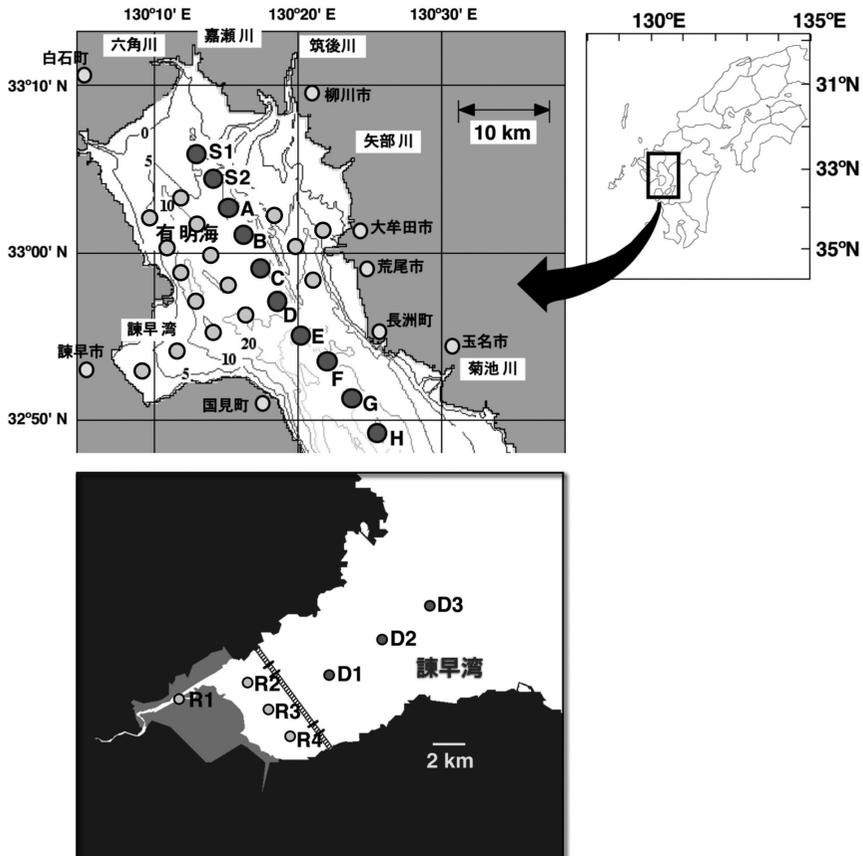


図1 有明海奥部、諫早湾および同調整池に設置した調査地点

には、諫早湾 (Stn D1~D3)、同調整池 (Stn R3) ならびに有明海奥部 (Stn AおよびB) において、K.K.式コアサンプラーを用いて、深さ約30~45cmの底質コアサンプルを採取した。また、ヘリコプターを用いて、有明海奥部の海水表面を上空から観察した。2010年8月4日~6日には、諫早湾および有明海の26地点において、海底環境の調査を実施した。

調査・分析方法

有明海奥部および諫早湾調整池の各調査地点における定期観測調査では、水質調査として船上から多項目水質計 (YSI, Model 6600ED) を海中に降ろし、水温、塩分、DOおよび蛍光値を水面下10mまでは1mごとに、それ以深の層では2mごとに測定した。諫早湾調整池の調査地点では、バンドン採水器を用いて表層水を採取し、植物プランクトンおよびアオコの発生量の季節変化を追跡するために、クロロフィルa濃度およびアオコが生産するミクロシスティンの濃度を分析した。底質調査では、有明海最奥部のStn S2~Stn Cならびに諫早湾調整池の4地点 (Stn R1~R4) において、エックマンバージ型採泥器を用いて採泥し、採泥した底質に方形コアサンプラー (5cm×5cm×5cm) を挿入して底質サンプルを採取し、ウェットシービング法で粒度分析を行った。

諫早湾潮受け堤防内の調整池中央部 (Stn R3) では2009年11月14日にK.K.式コアサンプラーを用いて、諫早湾 (Stn D1, D3) および有明海奥部 (Stn AおよびB) では不攪乱柱状採泥器を用いて2009年8月28日に、それぞれ底質コアサンプルを採取した。これらの底質コアサンプルは、深さ30~45cmまで深さ1cmごとに切り分けて取り出し、レーザー回折式粒度分布測定装置 (島津 SALO-3100) を用いて詳細な層別の粒度分析を行った。

2010年8月4日~6日に、諫早湾および有明海の26地点において実施した海底環境の調査では、エックマンバージ型採泥器を用いて採泥し、採泥した底質に方形コアサンプラー (5cm×5cm×5cm) および円形コアサンプラー (直径18mm×長さ約10cm) を挿

入し、それぞれ底質サンプルを採取した。方形コアサンプラーで採取した底質サンプルはウェットシービング法で粒度分析を行った。円形コアサンプラーで採取した底質サンプルは、その表層1cmを用いて、アオコが生産するミクロシスティンの含量を測定した。

バンドン採水器を用いて採取した水サンプルは、クロロフィルa (Chl.-a) 濃度を測定するために、250mLのサンプルをガラスフィルター (GF/F, Whatman 0.7 μ m) で吸引濾過した後、そのフィルターをねじ付き試験管に入れ、10mLのアセトンを加えて、フィルターに残った植物プランクトンのクロロフィルを抽出した。抽出中は試験管を冷暗所で保存し、約24時間後に超音波処理を施し、蛍光光度計 (Turner Designs, 10-AU) を用いて光合成色素を測定した (Holm-Hansen *et al.*, 1965) このようにして求めた各調査地点における採水層のChl.-a濃度の測定値、および同じ層で多項目水質計を用いて測定した蛍光値の間で回帰直線式を求め、各層の蛍光値をChl.-a濃度に換算した。

水サンプルのミクロシスティン濃度を測定するためには、50mLのサンプルを1時間超音波で処理して-30℃で凍結する作業を3回繰り返した後、解凍して、フィルター (Advantec 0.45 μ m) で濾過した。ミクロシスティンに対するモノクローナル抗体を用いたELISA法で濾液を処理し (MYCROCYSTIN ELISA KIT, 常磐化学)、ミクロシスティン濃度を測定した。また、円形コアサンプラーで採取した底質サンプルのミクロシスティン含量の測定のためには、湿重10gの底質を試験管にとり、20mLの蒸留水を加えて攪拌し、1時間超音波で処理してミクロシスティンを抽出し、遠心分離 (3,000rpm, 20min) した。上清をピペットで集めるとともに、沈殿した底質にさらに20mLの蒸留水を加えて、同様な処理を行った。この操作を合計4回繰り返し、得られた80mLの上清をフィルター (Advantec 0.45 μ m) で濾過し、ELISA法でミクロシスティン濃度を測定して、底質のミクロシスティン含量を求めた。

3. 結果

底質の粒度組成の長期変化と分布

図2に有明海奥部 (Stn S2~C) の底質 (表層5cm) の泥分の年間平均値を、2002年~2008年に行った調査の結果と合わせて示す。調査を開始した2002年当時、いずれも泥分が15~55%の砂底であった。この調査結果は、Stn AおよびBにおいて急速な泥化が進行し、現在では砂質泥底または泥底に変化していることを示している。泥分の増加は底質の有機物含量の増加を伴うので、海底からの酸素消費量が増加し、貧酸素水発生の一因となる (堤ら 2007)。実際、これらの地点では毎年夏季に底層で貧酸素水が発生する。底質の泥化は沈降速度の遅い細粒子の堆積が可能となったり、細粒分の供給量が増加したことを意味している。近年、この海域で何らかの潮流の変化やそれに伴う土砂輸送に大きな変化が生じていることを示している。

図3には、有明海奥部および諫早湾における泥質表層 (深さ5cmまで) の泥分の分布 (2010年8月4日) を示す。有明海奥部および諫早湾においては、底質の泥分が60~70%に達する海域が広く分布していた。写真1には、有明海の空撮画像を示す。画像中に矢印で示すように、有明海東岸の矢部川河口から有明海を横断し、対岸の佐賀県藤津郡太良町沖~諫早湾後部に向かう水塊の境界が見られる。境界の左側は有明海の湾口から流入した海水で、透明度が高い。境界の右側の海水は白濁した状態で、懸濁粒子が多いことを示している。この境界は、図3で示す底質の泥分40~60%の等泥分線の位置とほぼ一致する。この泥分の等泥分線は単に底質表層の泥分の分布を示すだけでなく、その堆積する泥分を多く含む海水の分布を示しており、その泥分の輸送に関わる潮流も関係していると考えられる。

底質の粒度組成の鉛直プロファイルは、堆積する底質の粒度組成の時間的な変化を示し、底質の堆積時の潮流の状態も反映していると考えられる。図4には、諫早湾潮受け堤防内の調整池中央部 (Stn R3)、諫早湾 (Stn D1, D2)、有明海奥部 (Stn A, B) における底質の泥分の鉛直プロファイルを示す。

諫早湾の調整池では、表層の底質の泥分は99%を超えているが、深さ20~25cm層で90%程度に減少した層が見られた。この地点の潮流が一時的に速くなり、細かい粒子の堆積がある程度少なくなったことを示している。1997年4月に潮受け堤防の水門が締められる前の数年間は、現在の調整池内の潮流が狭い水門から出入りするために一時的に速度が増加し、堆積物の巻き揚げ量も増加したことが推測され、その時期に相当すると考えられる。

諫早湾では湾口部の地点 (Stn D3) においては、

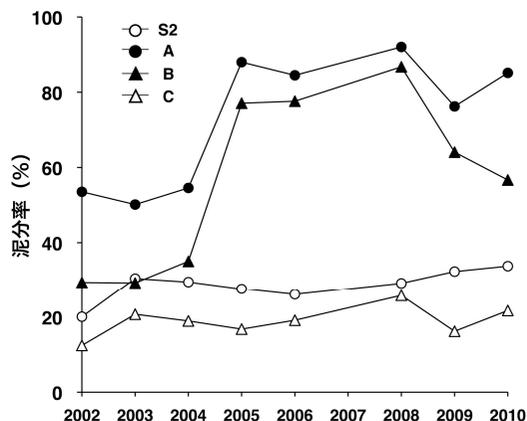


図2 2002年~2010年における有明海奥部の海底堆積物の泥分の変化

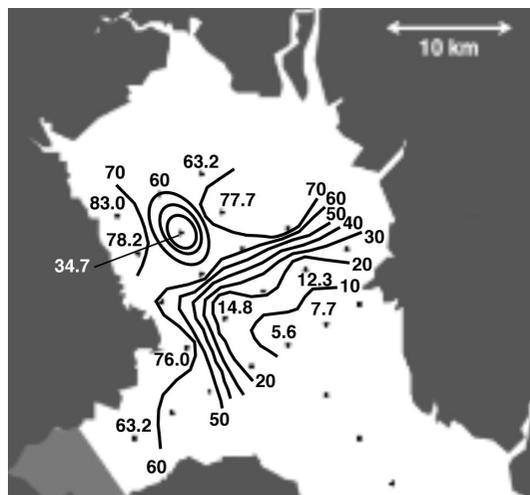


図3 有明海奥部および諫早湾における底質表層 (深さ5cmまで) の泥分の分布 (2010年8月4日) Stn A:77.7%, B:59.9%

深さ約20～27cm層では泥分が48～60%の範囲を推移していたのに対して、それより上方の深さ15cm層までの間で泥分が約90%に増加し、砂底から泥底に変化したことがわかった。これは、1997年4月の潮受け堤防水門の閉鎖に伴って湾内の潮流が著しく鈍化したため、調整池内の水位が上昇した時に潮受け堤防の水門が開かれて排水される度に、その排水に含まれる調整池で再懸濁した大量の微細な粒子の堆積が促進されたためと考えられる。(調整池の底質は図4に示すように99%以上が泥分であり、同池の水はそれが再懸濁して水は常に高濁度状態にある。写真2) 同様な急速な泥分の増加傾向は、諫早湾のStn D1においても、深さ17～13cm層に向けての泥分の増加(約90%から約99%へ)として認められる。

有明海奥部では、Stn Bの深さ26～23cm層において、泥分の明瞭な増加が見られた(約14%から約87～96%に増加した)。この急速な泥分の増加は、2002年～2005年に、同地点の表層の泥分が約29%から約77%に増加した現象と(図2)と一致する。従って、

2006年以降、年間厚さ5～6cmに達する急速な泥の堆積が発生していることを意味する。また、Stn Aでも表層泥分の急速な増加(約50%から約88%へ)が同時期に見られるが(図2)、コアサンプルの泥分は深さ44cm層でも泥分が96%であるので、Stn Bをさらに上回る急速な泥の堆積が起きていることが推測される。

調整池のアオコが生産するマイクロシスティンと諫早湾および有明海奥部海域における分布

諫早湾調整池の水は富栄養化しており、植物プランクトンおよびアオコが常に増殖している状態が続いている。図5(a)には、表層水のクロロフィルa濃度の2008年5月～2009年11月までの季節変化を示す。調整池の3地点(Stn R2～R4)においては、梅雨期の大雨による大量の河川水の流入に伴って一時的に調整池の換水率が上がる時期を除いて、クロロフィルa濃度は $20\mu\text{g/L}$ を超えていた。春季と秋季に2回ピークが認められ、2009年4月には $148\mu\text{g/L}^{-1}$ に達した。

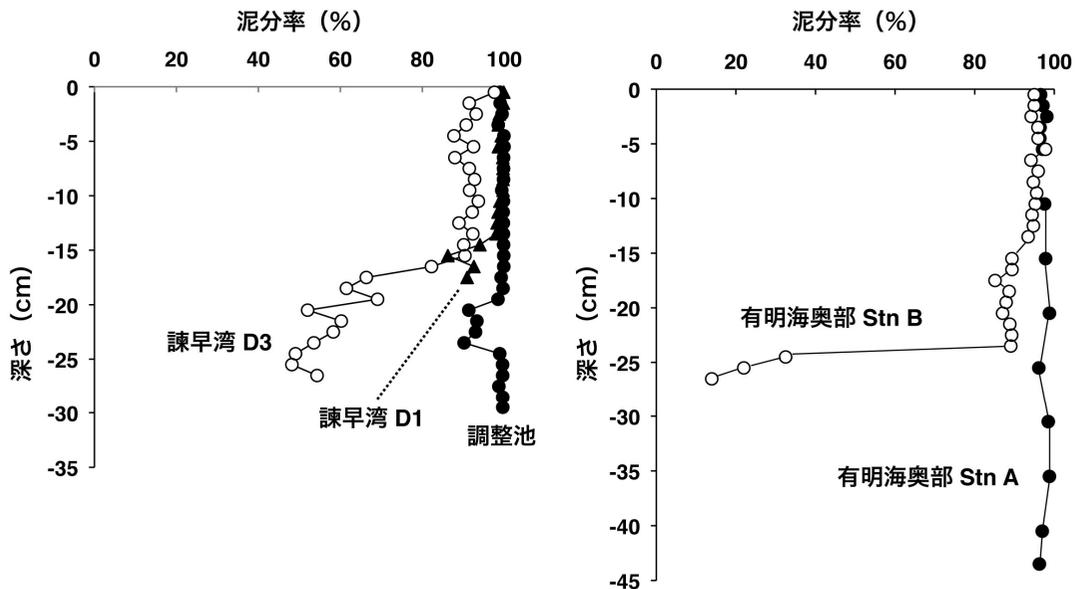
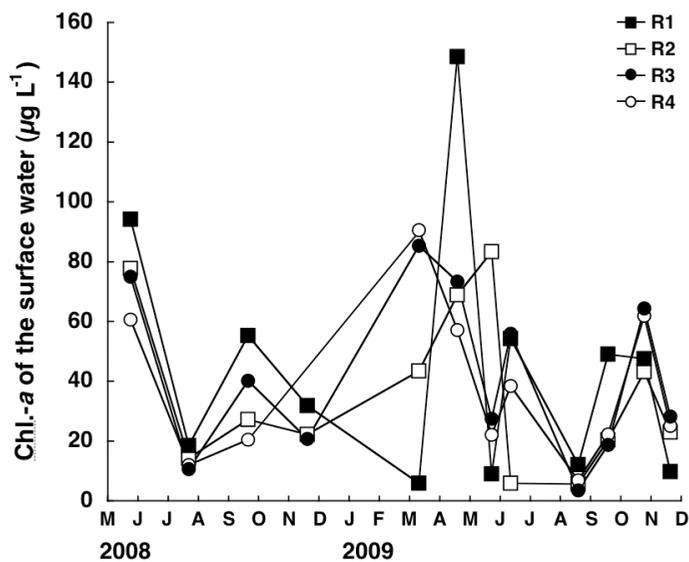


図4 諫早湾調整池中央部 (Stn R3:2009年11月14日)、諫早湾、有明海奥部における海底堆積物の泥分の鉛直プロファイル (2009年8月28日)

(a)



(b)

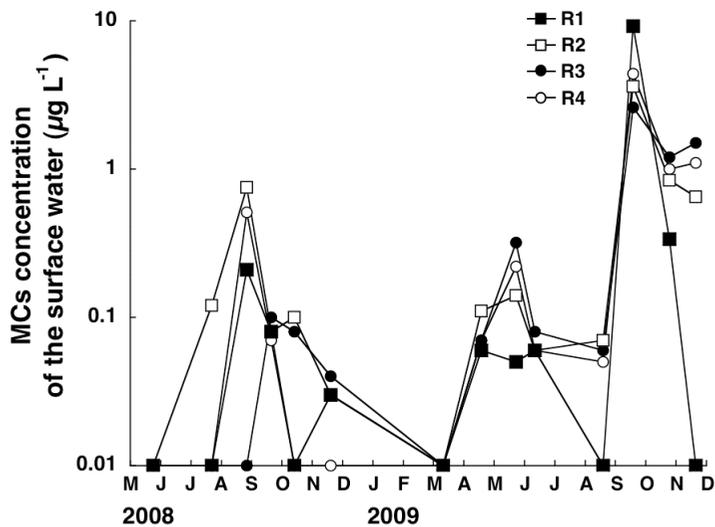


図5 諫早湾潮受け堤防内の調整池における表層水のクロロフィルa濃度、
ミクロシスティン濃度の季節変化

2000年代になって、調整池では毎年夏季～秋季にアオコが大発生している（高橋ら 2010）。図5（b）には、調整池の表層水に含まれるアオコ（*Microcystis* sp.）が生産するマイクロシスティンの濃度の季節変化を示す。マイクロシスティン濃度の増加は、2008年5月に表層水のクロロフィルa濃度は $60\sim 95\mu\text{g}\text{L}^{-1}$ に達していたが、マイクロシスティンはほとんど検出されていない。顕微鏡で観察された植物プランクトンは主に珪藻類であった。マイクロシスティンの濃度は8月～10月に増加し、この時期には顕微鏡の観察でもほとんどがアオコに置き換わっていた。同様に、2009年の場合も、5月および10月にマイクロシスティンが増加し、4月には珪藻類が増殖したが、5月以降はアオコが増殖した。

このアオコが生産するマイクロシスティンは難分解性の物質である。降水に伴って調整池の水位が上昇した時には、このマイクロシスティンを含む高濁度の調整池の水（写真2）が潮受け堤防の水門を通して諫早湾に排出される。そこで、マイクロシスティンをマーカーとして、調整池からの排水に含まれる大量の泥粒子の諫早湾および有明海奥部への移動を追跡した。図6には、諫早湾および有明海奥部の底質表層（深さ1cmまで）に含まれるマイクロシスティン

量の分布を示す。マイクロシスティン含量は、諫早湾の奥部、潮受け堤防にもっとも近いStn D1で $0.15\mu\text{gkgww}^{-1}$ を記録し、諫早湾から遠ざかるにしたがって含量が低下する傾向が認められた。しかしながら、有明海奥部の底質からも、調査したほぼ全地点において $0.05\sim 0.1\mu\text{gkgww}^{-1}$ 程度のマイクロシスティンが検出された。

4. 考察

本研究における有明海奥部および諫早湾における底質の物理化学特性に関する分析結果は、これらの海域における海底環境の変化について、いくつかの新たな知見を提示している。その1つは、諫早湾および有明海の一部の海域において、近年、急速な泥の堆積を確認したことである（図2、図4）。諫早湾の湾口部に位置するStn D3では、もともと砂底であった場所に泥分90%に達する基質が、厚さ17cm程度すでに堆積している。その切っ掛けとなったのは、1997年4月の諫早湾潮受け堤防締切りによって諫早湾内の潮流速が著しく減少したことがわかっているので（水産庁増殖推進部 2001a、2001b）、このイベントの結果として、調整池から間欠的に排出される排水に含まれる大量の懸濁粒子（泥分）が弱まった潮流によって湾外に移流されず、湾口部でも海底に堆積するようになったと考えられる。有明海奥部の中央部においても、年間厚さ5～6cmに達する急速な泥の堆積が発生していた。この堆積する泥の粒子は、有明海最奥部東側に河口を持つ九州最大の河川である筑後川からその多くが供給されていると考えるのが常識的な理解である。しかしながら、本研究における底質表層のマイクロシスティン含量の解析結果は、その泥分が諫早湾の潮受け堤防内の調整池（図5（b））からも供給されていることを示し、諫早湾から有明海奥部方向への微細な懸濁粒子の供給を可能にする潮流の存在を示唆している。

このような潮流の存在は、有明海奥部を横断して諫早湾湾口部付近に達する泥分40～60%の等泥分線の分布パターン（図3）と、空撮画像に写る濁度の異なる2つの水塊の境界（写真1）の位置が類似していることから示唆される。有明海奥部海域では、

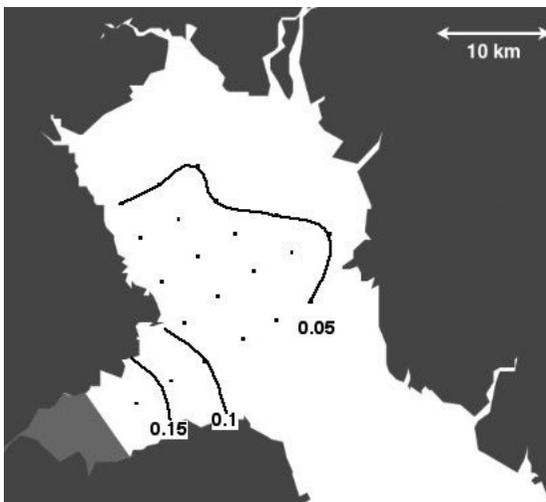


図6 諫早湾および有明海奥部の底質表層のマイクロシスティン含量（ μgkgww^{-1} ）の分布（2010年8月4日～6日）

古賀 (1991) が1989年8月に、大隈ら (2001) が2000年9月に、それぞれ海底環境の調査を実施し、底質の泥分の分布を調べている。しかしながら、このような明瞭な境界を作るような泥分の分布パターンは観測されていない。泥底と砂底が入り乱れたような分布パターンを示している。したがって、2000年以降に、現在のような底質の分布パターンが形成されたと考えられ、図2に示すように、2002年以降に、有明海奥部で底質の泥分が急速に増加した現象とも発生のタイミングが符合する。

松野・中田 (2004) は、モデルを用いた解析から、有明海奥部からの下げ潮流が諫早湾口部を通過する際に、その流れが少し諫早湾内にまで入り込んで出て行くキャビティーフローを形成することを示している。同様なキャビティーフローは上げ潮時にも発生することが、諫早湾口部における潮流調査でも実際に観測されている (小松利光 私信)。諫早湾潮受け堤防の締め切りは、上げ潮、下げ潮として諫早湾に流入出するポテンシャルフローを弱めたことは明らかであり、結果として、上げ潮、下げ潮の度に諫早湾内に入り込んで出て行くキャビティーフローを強めた可能性が指摘される。上げ潮時のキャビティーフローが強化されれば、調整池からの高濁度の排水や諫早湾の海底から再懸濁した微細な粒子がそのフローによって、より多く有明海奥部へ輸送されるようになることが考えられ、有明海奥部における近年の泥の堆積の促進 (図2、図4) や濁度の異なる2つの水塊の存在 (写真2) も説明することが可能となる。

今後、有明海奥部海域および諫早湾において、さらに多くの調査地点で底質コアサンプルを採取し、詳細な底質の分析を続けることや、泥分の分布の変化をさらに追跡することによって、この研究が焦点を当てている諫早湾で発生するキャビティーフローの特性とその作用を明確にし、これらの海域で発生する大規模な赤潮発生や貧酸素水発生のメカニズムおよびその原因の解明を進めることが可能になると考えている。また、筆者らの研究グループでは、諫早湾湾口部や有明海奥部において潮流調査を現在実施し、キャビティーフローの実態を観測し、

諫早湾から有明海奥部海域方向への微細な懸濁粒子の輸送に関わる作用の大きさを評価することを試みている。

謝辞

レーザー回折式粒度分布測定装置を用いた底質の詳細な粒度分析は、鹿児島大学総合博物館の大木公彦教授の協力を得た。有明海の空撮には、熊本県民テレビの協力を得た。不攪乱柱状採泥器を用いた底質サンプルの採取には、北海道大学大学院環境科学院の柴沼成一郎氏の協力を得た。九州大学大学院工学研究院の小松利光教授より、有明海および諫早湾における潮流について助言を受けた。末筆ながら、謝意を申し上げる。

引用文献

- 東 幹夫. 2000b. 諫早湾潮止め後の水域環境の変化. 日本の科学者, 35: 37-41.
- Holm-Hansen, O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes, and J. D. H. Strickland. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. J. Cons. Int. Explor. Mer., 30: 3-15.
- 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会. 2006.12.21. 委員会報告: pp.80.
- 菊池泰二. 2000. 干潟浅海系の保全の意義. In 有明海の生きものたち. 佐藤 正典編, 海游舎, 東京: pp.306-317.
- 古賀秀昭. 1991. 有明海北西海域の底質および底生生物. 佐賀県有明水産振興研究センター報告書, 13: 57-79.
- 松野 健・中田英昭. 2004. 有明海の流れを支配する物理通過. 沿岸海洋研究, 42: 11-17.
- 村上哲生・小寺浩二・程木義邦. 2001. 有明海奥部における底層の溶存酸素濃度 (速報). 日本自然保護協会のホームページ<<http://www.nacsj.or.jp/old.database/isahaya/isahaya-010817-hokoku.html>>.
- 灘岡和夫. 2003. 潮汐・流れを中心とした有明海の物理環境に関する論点整理. In 第10回ジョイント・シンポジウム有明海生態系異変原因解明の到達点要旨集. 沿岸環境関連学会連絡協議会: pp.20-23.

- 灘岡和夫・花田 岳. 2002. 有明海における潮汐振幅減少要因の解明と諫早堤防締め切りの影響. 海岸工学論文集, 49: 401-405.
- 大隈 齊・江口泰蔵・川原逸朗・伊藤史郎. 2001. 有明海湾奥部の底質およびマクロベントス. 佐賀県有明水産振興研究センター報告書, 20: 55-62.
- 齋田倫範・橋本泰尚・矢野真一郎・西ノ首 英之・小松 利光. 2004. 有明海島原半島沿岸部における流況の定点観測. In 平成15年度土木学会西部支部研究発表会講演要旨集: pp. B-58-59.
- 佐藤正典・東 幹夫・佐藤慎一・加藤夏絵・市川俊弘. 2001. 諫早湾・有明海で何がおこっているのか? 科学, 71: 882-894.
- 水産庁増殖推進部. 2001a. 環境影響評価の予測結果, イ.潮流調和解結果に基づく平均大潮時における流況再現結果. 平成13年度農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査委員会資料集 (1). 水産庁増殖推進部: pp.317-318.
- 水産庁増殖推進部. 2001b. 潮流調査結果. 平成13年度農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査委員会資料集 (2). 水産庁増殖推進部: pp. 531-532.
- 菅野 徹. 1981. 有明海—自然・生物・観察ガイド. 東海大学出版会, 泰野: pp.194.
- 高橋 徹・堤 裕昭・羽生洋三. 2010. 諫早湾調整池の真実. かもがわ出版, 京都: pp.150.
- 堤 裕昭. 2005. 4章 有明海生態系異変とその要因, 1. 赤潮の大規模化とその要因. In 有明海の生態系再生をめざして. 日本海洋学会編, 恒星社厚生閣, 東京: pp.105-118.
- Tsutsumi, H. 2006. Review: Critical events in the Ariake Bay ecosystem: clam population collapse, red tides, and hypoxic bottom water. Plankton Benthos Res., 1: 3-25.
- 堤 裕昭・岡村絵美子・小川満代・高橋 徹・山口一岩・門谷 茂・小橋乃子・安達貴浩・小松利光. 2003. 有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係. 海の研究, 12: 291-305.
- 堤 裕昭・木村千寿子・永田紗矢香・佃 政則・山口一岩・高橋 徹・木村成延・立花正生・小松 利光・門谷 茂. 2005. 陸域からの栄養塩負荷量の増加に起因しない有明海奥部における大規模赤潮の発生メカニズム. 海の研究, 15: 165-189.
- 堤 裕昭・堤 彩・高松篤志・木村 千寿子・永田紗矢香・佃 政則・小森田智大・高橋 徹・門谷 茂. 2007. 有明海奥部における夏季の貧酸素水発生域の拡大とそのメカニズム. 海の研究, 16: 178-202.
- 宇野木早苗. 2002a. 有明海における潮汐と流れの変化—諫早湾干拓事業の影響を中心に—海と空, 78: 19-30.
- 宇野木早苗. 2002b. 諫早湾干拓事業は有明海の環境をいかに変えたか—潮汐・潮流を中心に— In 干潟を守る日2002 in 諫早&東京シンポ資料集. いさはやひがたネット: pp.14-21.
- 宇野木早苗. 2003. 有明海の潮汐と潮流はなぜ減少したか. 海の研究, 12: 85-96.

In the inner areas of Ariake Bay and its inner bay, Isahaya Bay, large scales of red tides have occurred frequently in autumn, hypoxic water has been formed in summer, and the benthic ecosystem has declined markedly since the late 1990s, although the amount of nutrient input from the coastal areas to the bay has shown no signs of increase, even decreased slightly. Our research group have studied the water quality and benthic environment and ecosystem in the inner parts of Ariake Bay and Isahaya Bay since 2001. In this study, we focused on the influence of closure of the gates of the dike in April 1997 on the tidal currents and water structure not only in Isahaya Bay but also the inner parts of Ariake Bay widely, and conducted the surveys to monitor the recent changes of bottom environments in these areas. The results of the surveys revealed the accelerated deposition of mud in Isahaya Bay and the center parts of the inner areas of Ariake Bay, transportation of large amounts of suspended fine particles contained in the effluent from the reservoir inside the dike in Isahaya Bay to Isahaya Bay and the almost whole area of the inner parts of Ariake Bay, and the presence of two different water mass (highly turbid water located in the inner parts of Ariake Bay and Isahaya Bay and transparent water that entered from outside Ariake Bay).

群馬県玉原湿原の保全に関する研究 —20年間の植生変化に関する追跡調査—

玉原湿原保全プロジェクト

福嶋 司¹⁾・秋葉 知律・井上 香世子・岡田 彩・崔 亜玲

Vegetation conservation of the Tambara Moor in Gunma Prefecture —A monitoring of vegetation changes for the last 20 years—

Project for vegetation conservation of the Tambara Moor
Tsukasa Fukusima, Tomonori Akiba, Kayoko Inoue, Aya Okada, Arei Sai

群馬県沼田市の北方にある玉原湿原では、湿原の乾燥化が進み1989年に実態調査を行った。その間、人工排水路へ堰設置、湿原中央部の木道撤去、ハイヌツゲの伐採等の対策が実施された。最初の調査から20年を経た湿原の植物群落の調査と対策の効果をj知るために行った。調査は湿原内の植物群落の種組成とその分布、地下水位の計測、水質、土壌分析などで行い、湿原内をAからF地区に分けて解析した。A地区とD地区では木道撤去とハイヌツゲの伐採の効果が現れ、湿原群落への回復が見られたが、一部では沢からの水と流入土砂の影響を受けて変化していた。B地区とC地区はやや貧栄養な立地で、最も良質な湿原群落が維持されていた。湿原の変質が進んでいたE地区では堰の設置により、現在では湿原群落への回復が進んでいた。F地区では低木群落が拡大していた。これまでの20年間の調査結果を比較すると、地区毎に異なる変化を示し、変質が進んでいた地域では湿原群落への回復が認められた。

1. はじめに

玉原湿原は群馬県沼田市の北方、武尊山(2,158m)の山腹斜面に位置する大小5つの湿原である。そのうち、中央部に位置する湿原が最大のもので、その面積は約3haである。この湿原は規模の割には植物相に富んでおり、さまざまな植物群落が分布している(宮脇ら 1984、福嶋ら 1991ほか)。湿原内の大部分にはヌマガヤが優占する中間湿原が広がっているが、一部にはツルコケモモ、ミズギクなどの生育する高層湿原的な群落も見られ、水路沿いにはヨシが優占する低層湿原群落、タムラソウ、ヤマトリカブトの生育する高茎草本群落も分布している。湿原の周囲には広い地域にブナ林が広がっており、湿

原とブナ林は共に優れた景観域を形成している。

1942年(昭和17年)に湿原を放牧地化するために掘られた人工排水路や1982年に湿原中央部に設置された木道が原因と考えられる立地の乾燥化が進み、湿原植生が大きく変質してきた。この湿原変質の実態を明らかにし、復元対策を立案する目的で、1989年に森林文化協会、沼田市、沼田営林署、利根・沼田の自然を愛する会、学識経験者が「玉原湿原対策委員会」を設置し調査を開始した。この調査は1991年までの3年間実施された。この調査で人工排水路に接する地域と木道によって遮られた地域には明らかに湿原群落とは異なる群落の分布が確認された。地下水の継続観察の結果から、それらの地

1) 東京農工大学農学部植生管理学研究室(東京都府中市幸町3-5-8)

域では周囲に比べて地下水位が低下し、地下水位の変動幅も大きく、年間を通して乾燥環境におかれていることが明らかになった。1992年3月には調査で明らかになった事実を基に復元のための対策が検討され、「玉原湿原に関する提言」として報告書が対策委員会から提示された。この提言を受けて、沼田市は1994年にハイヌツゲの繁茂地域でのハイヌツゲの刈り取りを行い、1995年には人工排水路に水を貯めるための堰の設置を行った。また、1998年には、湿原中央部を走っていた木道を撤去し、木道を周辺部へ移設した。その木道跡が水路化するのを防ぐために低い堰を設置した。

今回の調査は前回の調査からほぼ20年を経過した時点の調査であり、玉原湿原の現状と保全対策の効果を把握するために計画したものである。調査においては、最初の調査と同じ項目について同じ手法で調査し、第1回目の結果と比較して考察した。

毎回の調査は単年度で終わるものではなく、第1回目が1989年から1991年まで実施した。また、今回の調査は2009年と2010年に実施している。本報告では混乱を避けるために、実測した年度での記述を除き、調査結果を述べるときには、便宜的に調査の最終年度で示すこととした。

今回、最初の調査から20年目にあたるこの調査はプロ・ナトゥーラ・ファンドによって実施できたものである。この機会を与えてくださった(財)自然保護助成基金および(財)日本自然保護協会に深く感謝申し上げたい。また、水位測定やヨシの調査には、NPO法人「玉原の自然を守り育てる会」の方々の協力を得た。多くの方々のご協力に対して厚くお礼申し上げたい。

2. 玉原湿原の歴史と地形

この湿原での久保ら（1986）によるボーリング調査で、中央部で深さ115.3cmまでの連続的な泥炭層が存在することがわかっている。また、彼らは泥炭層に含まれる火山性降下物（テフラ）の存在から、この湿原の泥炭層の形成開始を縄文時代の中期（紀元前4500年頃）と推定している。また、叶内・表（1992）は湿原内に4ヶ所のボーリングを行い、花粉分析を行った。その結果、すべての泥炭層にブナ

属（Fagus属）とナラ属（Quercus属）の出現頻度が高いことを明らかにしている。本湿原の調査地内は図1に示すように、地形的に方向を異にする2つの斜面からなっている。1つは北から南に向かう緩斜面、他は東から西に向かう斜面で、両斜面が接する境界部分に水路ができています。湿原内の北西部にはもう1本の直線的な水路があるが、これは1942年に湿原の水を排水するために人工的に掘られてものである。さらに、湿原の両方の縁近くには2本の沢が流れている。加えて、この湿原は、斜面下端に連なる平坦地形上に発達していることから、上方斜面からも水の供給があり、かなりの湧水もあるものと推定されている（常富・福嶋 1991）。玉原湿原内には、上記のように2本の流路が走っている。また、調査を開始した1989年の時点では、湿原中央部を横切って木道が敷設されていた。本湿原は図1に示すようにAからFまでの6つの地域に分けることができる。この報告では、湿原をこのAからFの地区に分けて特徴を解析した。

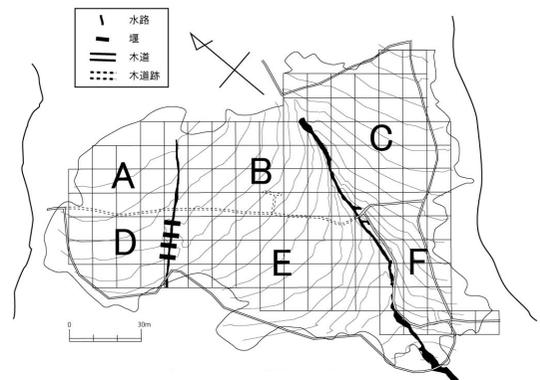


図1 調査地の地形と地域区分

3. 湿原の環境調査

1) 地下水位分布の経年変化

地下水位の測定は、地形測量の折りに決定された基線にそって、それぞれライン上を10m毎に区切り、湿原全域を10m×10mメッシュに区切った。その交点に周囲に穴を開けた塩化ビニールパイプを全域に180地点に埋設し、地下水位を測定した。得られ

た情報は地形図中の各交点に実数を記入し、同じ深さを結んだ深さ5cm毎の等置線分布図として作成した。

1990年の地下水位変化

図2は1990年の地下水位の計測結果を示したものである。これによると、最浅地下水位は雪解け直後の5月で、この時期においてもA地区とD地区には地表部に水が存在している。しかし、この時期においても人工排水路に近いB地区の左側とE地区の左側では他に比べて地下水位が低い。しかも、人工排水路に近いほどその傾向が明瞭である。6月には地下水位は全体的に10から20cmにまで低下しているが、この時期でもやはりB地区とE地区の人工排水路東側では明らかに低い。7月では地域性が明瞭に現れている。A地区、B地区、C地区とF地区は5cmから10cmの地下水位であるが、D地区とE地区では地下水位が15cmよりも深い。この時期でも、やはり人工排水路付近での低下が顕著である。8月は最も地下

水位が低下した時期であり、35cm以下地域が広がっている。その中においてもA地区、B地区、C地区、F地区は多少ながら、他に比べて高い水位を保っている。9月と10月はよく似た傾向を示している。人工排水路付近が最低であり、水位は右側に移るに従って上昇している。

この1年での地下水位の変動傾向をみると、A地区、B地区、C地区、F地区はD地区、E地区に比べて、年間を通して相対的に地下水位が高い。それにはA地区とC地区での沢からの水の供給、B地区での湧水による水の供給が影響しているものと考えられる。一方、B地区とE地区の人工排水路の右側では年間を通して明らかに地下水位が低下しており、明瞭に人工排水路の影響が出ている。

2010年の地下水位変化

図3は2010年度の地下水位の計測結果を示したものである。2010年では、5月と6月の地下水位分布は

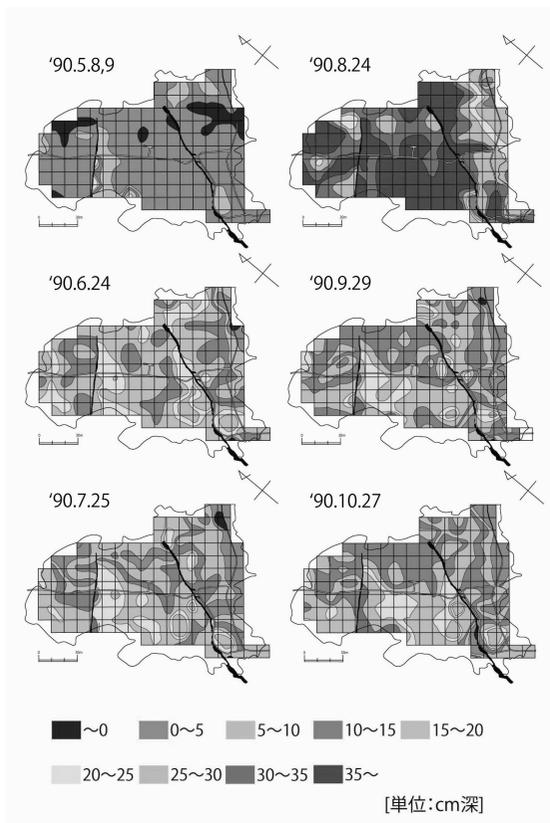


図2 1990年度地下水位等値線分布

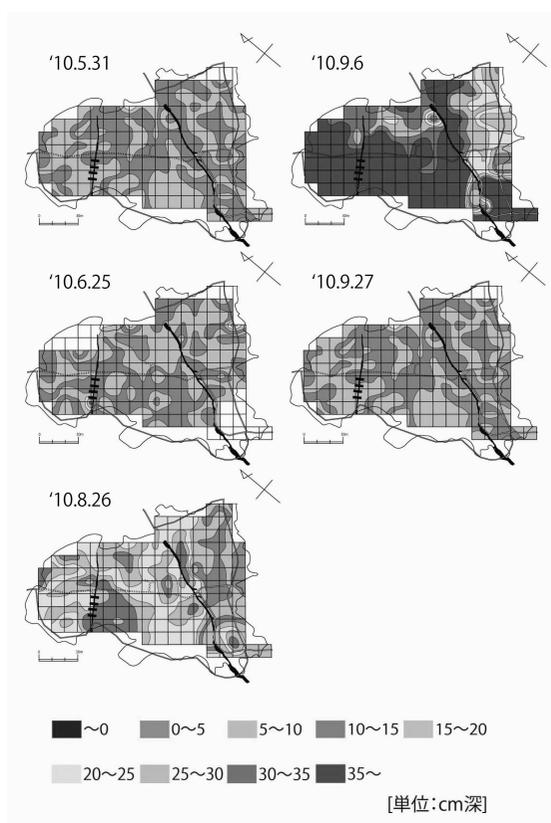


図3 2010年度地下水位等値線分布

全域で大きな差はない。8月は全域で地下水位が低下しており、人工排水路右での低下が顕著である。また、C地区の自然水路沿いに低下している部分が現れている。2010年は夏期に例年のない猛暑と雨のない期間が長く続いた。この玉原地域でも例外ではなく、寡雨であった。その傾向は9月も続いた。このため、湿原の地下水位も顕著に低下し、35cm以下の地域が広く出現した。この時期においても8月と同様にC地区とF地区の右側では隣接する沢からの水の供給があるために、他に比べて高い地下水位を保っている。9月末になると、地下水位は改善され、再び高くなり、6月の分布図と類似したパターンを示している。

2) 湿原の水質

水質は湿原群落の形成に大きく関与する。この湿原の水質を知るために湿原内とその周辺から図4に示す38地点で9月と10月の2回水採取を行い、分析を行った。水質分析の結果、pH、EC（電気伝導度）、N、Cに注目し、その結果と植物群落との関係の概要をみたものが図5である。

これによると低木群落の分布する場所の値はpH値が低くT-N（全窒素）、T-C（全炭素）が高い。この値は低木林と接続する森林の性質に類似する。また、高茎草本群落の値はすべてにおいて沢の水の値ときわめて類似しており、沢からの水によって涵養されていることを示している。一方、沢の水と異なる水質を示す湿原植物群落はヌマガヤ優占群落と類似した値を示し、ECの値は高いものの、低いpH、T-N、T-Cは相対的に低い値である。また、湿原内水路の水質はどの項目においても低い値を保っており、沢の水とは明らかに性質が異なっている。つまり、この排水路中の水は沢の水とは性質を異にする斜面からの湧水の可能性があり、沢の水に比べてより貧栄養な状態にある。

3) 土壌分析

湿原の泥炭土試料は図6の右下に示す地点で表層から採取し、実験室で新鮮土のpHを測定した後、風乾してEC、交換性陽イオンの測定・定量を行った。

pH（H₂O新鮮土）は4.44～5.92の範囲内にあり、泥炭土が酸性有機物を多く含んでいる。また、かなりの部分で地表面から供給される水の影響を受け

ている。A地区とD地区での泥炭のpHが高い。これは、この周辺の泥炭土が、沢から供給された水の影響を受けていることを示している。これに対して、B地区やD地区ではpHが低い値を示す地点が多く、この地域の泥炭土中の水が長期間地下に滞留していたものであることを示している。ECは湿原を横断していた木道跡を境として、B地区で値が大きく、E地区で小さくなっている。これは植物遺体の分解に伴って放出される水素イオンがECの上昇に関与していると考えられる。T-CとT-Nは一般の土壌に比べると炭素含有量が著しく高い。FAOの定義では泥炭土（Histosol）は、18.0g・kg⁻¹以上の有機態炭素を示すhistic horizonをもつものとされている。このことから、本湿原の泥炭土はその資格を十分にもってい

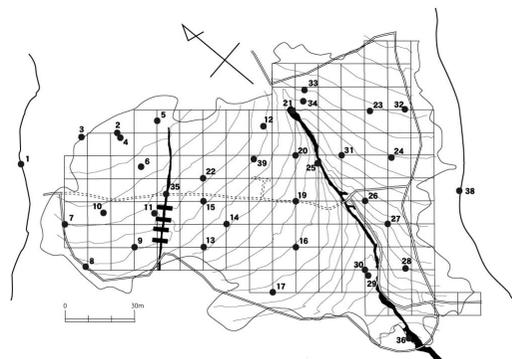


図4 水質分析調査地点

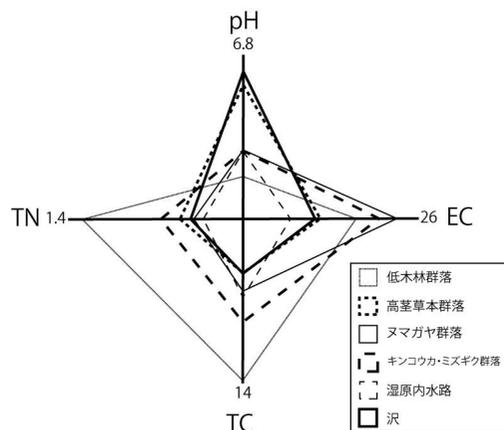


図5 各群落における水質分析結果

る。一般にC/Nは泥炭土の分解土と一定の関係を有することが知られている。本湿原の試料の多くが20を下回る値であり、本湿原の泥炭土は全体的にある程度の微生物分解が進んでいると考えられる。これらの解析結果から総合的に判断すると、湿原内の地下水位の地域的および季節的変動、泥炭度の理・化学的性質の地域変動から、この湿原では斜面上部か

ら浸透流下してくる地下水が、湿原を涵養する重要な水源となっていることが明らかである。そして、地下水によって十分涵養されている区域では酸性の泥炭土が形成され、良好な湿原群落が維持されている。また、泥炭の遷移が進むと、相対的に表流水の寄与が大きくなるため、これを反映して泥炭土の性質も変化していると言える。

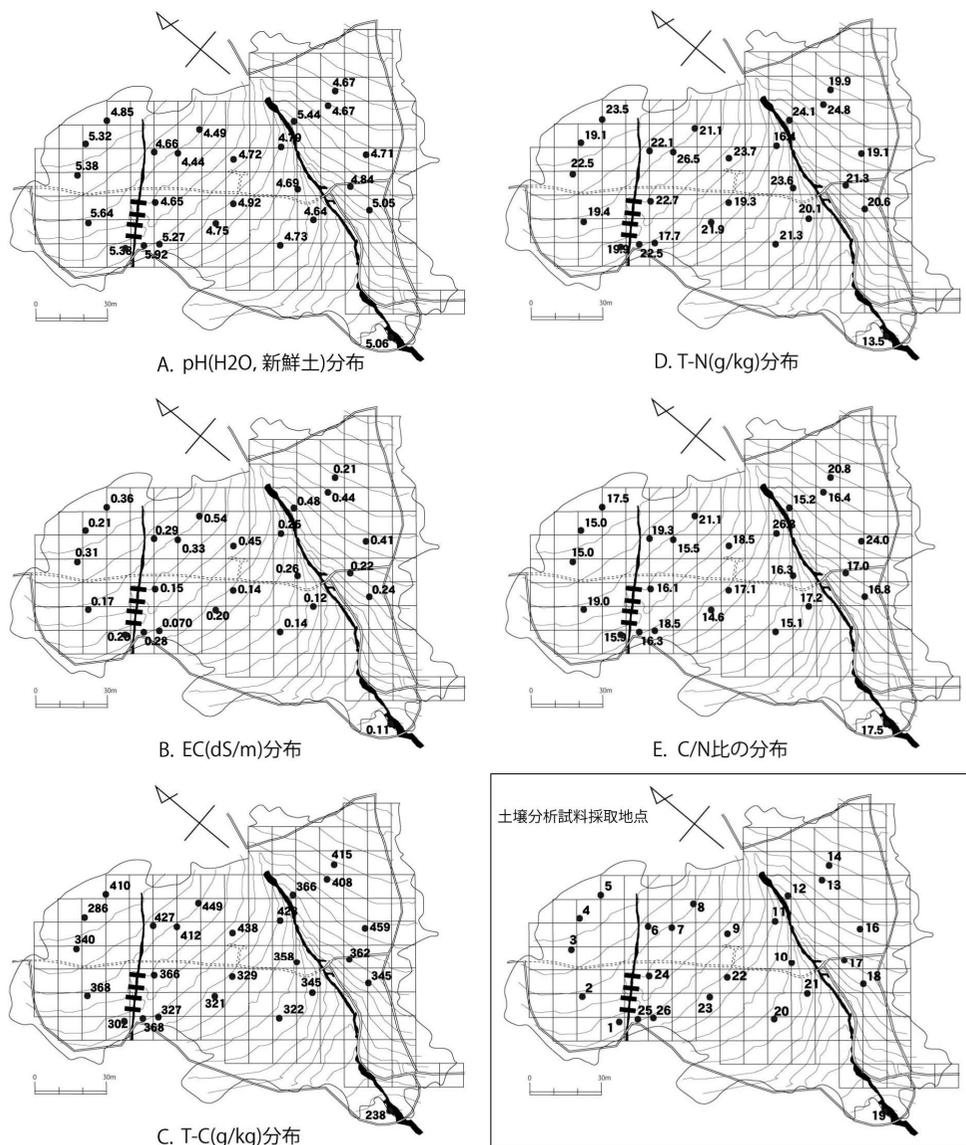


図6 土壤分析結果の分布

4) 玉原湿原を取り巻く環境

水質では湿原周辺部から中心部に向かって、pHの値は低下する傾向が見られる。これは湿原周辺部、特にA地区、C地区、F地区で沢から供給された水の影響を受け、B地区では斜面上部から浸透流下してくる地下水が、湿原を涵養する重要な水源となっていることを示している。また、土壌分析でも水質分析と類似する傾向が見られ、泥炭のpH値も湿原周辺部から中心部に向かって値が低下している。これは周辺の泥炭土が、沢から供給された水の影響を受けていることを示すものである。

本湿原の地下水位の計測結果を比較検討の結果、以下の点が明らかになってきた。①湿原では春期の5月は融雪による水の供給で広い地域で湿潤環境が広がる。しかし、反対に夏期の8月、9月には一転し

て地下水位が低下する渇水期がある。しかも、年によっては極端に地下水位が低下する時期がある。②湿原の中では、A地区、B地区、C地区、F地区の方が、D地区、E地区に比べて年間を通して地下水位が高い。これには、周囲の沢からの水供給の影響、斜面からの水の供給が関係している。③水の供給のない時期が続くと、もともと地下水位が低かった人工排水路の東側で最初にその影響が現れ、それが拡大していく。④1991年に比べて、中央部の木道を撤去した2002年以降は、A地区とD地区、B地区とE地区での地下水位の連続性が明瞭になってきた。これは木道の撤去、堰の設置の効果が現れているものである。

このように本湿原の地下水位は、全体としての傾向と地域を限って発現する局所的な特徴の両方が認められている。

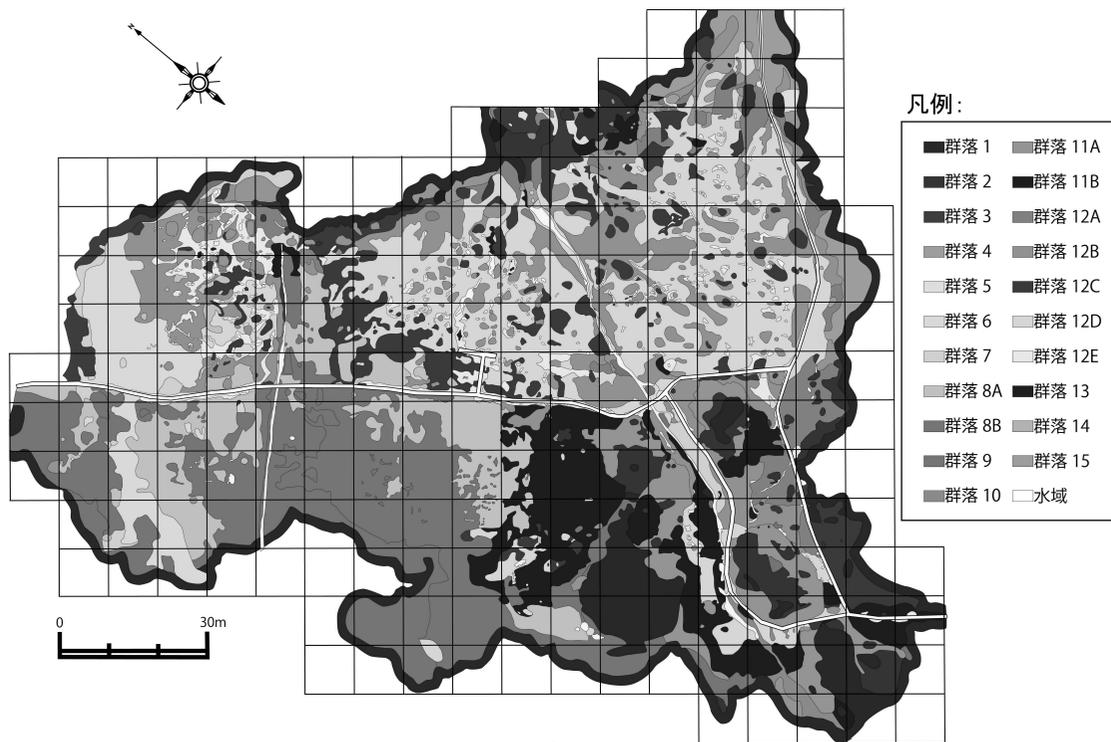


図7 1990年の植生分布

4. 植物群落の特徴と分布変遷

1) 植物群落調査

植生調査と植生図の作成

最初の1989年の植生調査は、植物社会学的手法 (Braun-Blanquet 1964) により187地点で植生調査資料を得た。この資料を組成表に作成し、常在度表として構成した。植生図の作成にあたっては、1991年段階の図化指針を基に現地調査を行った。現地では、植物群落の正確な分布把握を期すために地下水位測定のために設置されている10mごとの地下水位測定点をつなぐことで形成される10m×10mの方形柵を1単位とし、植物社会学植生図を作成した。2010年の調査においても、比較のために同様の凡例と図

化指針により図示した (図7、図8)。

2) 20年間の群落分布の地域的变化

これまでの各群落の変化をみるとA地区とD地区は左側上部から左側を流れる沢の影響を受けて両地区が関連して変化をしていた。B地区とC地区は本湿原の最も中心的な部分で良質な湿原群落 distributes しており、その群落分布はこの20年間にほとんど変化していなかった。E地区とF地区は管理による影響を含めて、この20年間の変化が大きかった地域であり、群落とその分布に調査時毎に変化がみられた。

次に、上記の3つの地区毎に20年間の植物群落の分布の変化を整理する。

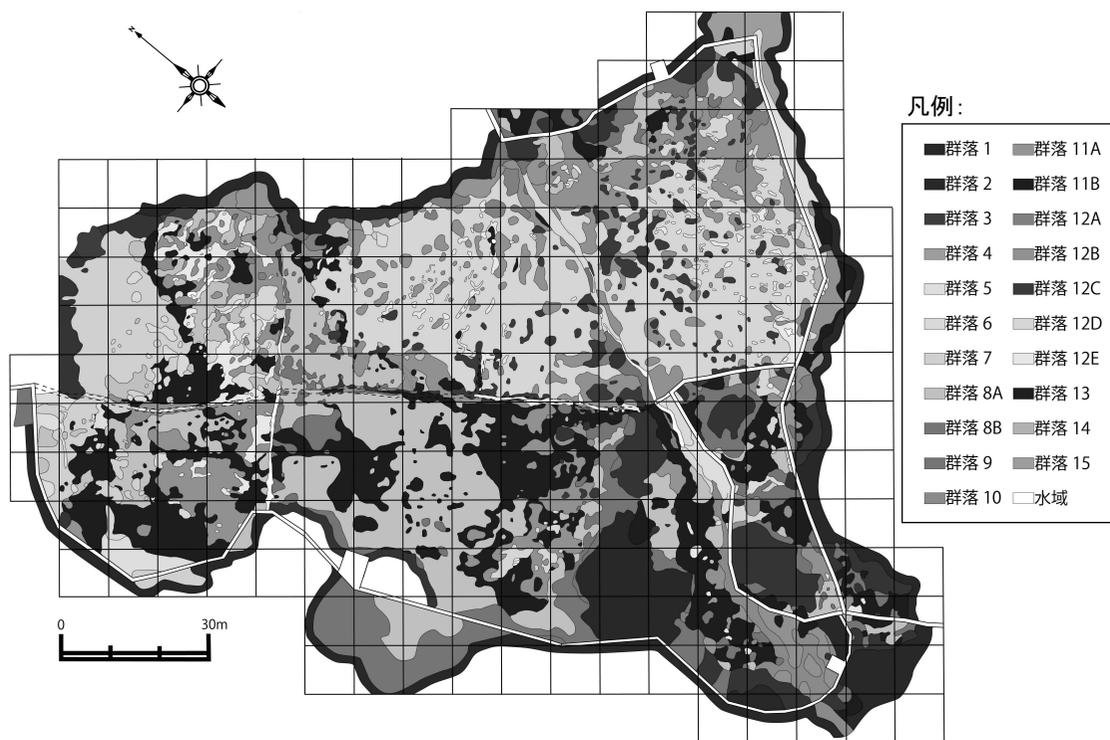


図8 2010年の植生分布

A地区・D地区

これらの地区は1991年時点では、A地区には高茎草本群落である群落6と湿原植物を多く含む群落12の各群落が分布していた。一方、D地区では中央部に群落6が走り、その両側にヌマガヤ・ハイヌツゲ群落分布していた。A地区とD地区の植生分布パターンは明瞭に異なっており、その境も木道を挟んで明瞭であった。この木道敷設部分は来訪者による踏圧のために木道が沈み込み、木道敷設部分は低くなっていた。このため、A地区に供給された水は木道に沿って水が流れて人工排水路に注ぐ水道ができ、D地区への水の供給量は少なかったと推定される。その結果、両者の間の群落分布に相違が生じたものと考えられる。その中であって、高茎草本群落に連続性がみられるのは、融雪時に流入した多量の水と土砂が木道を越えて移動したためと考えられる。1998年には湿原中央部を走っていた木道が撤去され、さらに、その跡に木道の走行と直交する方向に小規模な板の堰を多く設置し、D地区への水の移動を容易にする対策が取られた。2010年になると、A地区では高茎草本群落である群落7に変化し、群落12が分布していた地域に群落8Aのヌマガヤ・ハイヌツゲ群落分布し、D地区では群落11Bの分布場所の変化、群落12Bの拡大、群落8Aの分布場所の変化がみられる。

これまでの解析から、このA地区とD地区では、左半分は明らかに沢からの水と土砂供給の影響を受けており、右半分は潤沢な水を貯めた環境になっており、沢の影響は弱い。しかも、沢の影響は時期によってその程度が強い時と弱い時に変化していることが推定される。また、木道の撤去と小規模な板の堰はD地区の水環境の改善につながっており、両地区の植生の連続性を導いている。

B地区・C地区

B地区では1991年の時点では、人工排水路付近でハイヌツゲ群落（群落9）が水路に近い部分に分布し、それに連続してハイヌツゲ・ヌマガヤ群落がE地区に向かって三角形に広がって分布していた。この分布傾向は20年間変わっていない。B地区の三

角地域を除く地域とC地区には本湿原の核心といえる良好な湿原群落（群落12）が分布している。すでに、この場所では1991年の地下水位の測定結果から、地下水位の水位が高く、その変動幅が小さいことが確認されている。この群落12の分布を詳しく見ると、周辺部に群落12C、それに続いて内側に群落12が分布し、最も内側に群落12Dが分布している。さらに、この群落12Dの分布域の中には群落12B、12C、12Eがモザイク的に分布していた。この場合、群落12Cはオオミズゴケの形成したブルトが形成されており、その上には矮生のハイヌツゲと共にツルコケモモ、モウセンゴケなどが生育していた。さらに、ここでは凹地状になっている場所に群落12Eが分布しており、類似する場所には食虫植物であるミミカキグサの分布も見られた。この両地域では、C地区上部周辺部に設置された木道付近に2010年にヌマガヤ・ハイヌツゲ群落の出現が認められているが、湿原群落の本体分布域は1991年、2010年ともに大きな変化はなく、依然として良好な状態が維持されている。現在の環境に大きな変化がなければ、この群落分布の形は今後も続くものと考えられる。

E地区・F地区

E地区は1991年の段階では、人工排水路から近い順にハイヌツゲ群落（群落9）、ヌマガヤ・ハイヌツゲ群落（群落8B、群落8A）、群落11Bが分布していた。すでに1990年の地下水位計測結果から、人工排水路付近は低い地下水位と大きい変動幅のある乾燥気味の立地が広がっており、それを離れるに従って徐々に湿潤立地へと向かうことがわかっている。この地区では1994年秋にハイヌツゲの密生する群落9と8の地区で刈り取りが行われた。その結果、2010年には群落9と群落8Bの分布していた場所はヌマガヤが優占する群落8Aに変化し、刈り取りの効果が現れていた。2010年になると、群落11Bがヌマガヤ・ハイヌツゲ群落の分布域の中にパッチ状に出現した。1998年に人工排水路の中に堰を設置したが、排水路付近を中心に依然として地下水位の低い状態は続き、堰によるE地区の湿潤化の効果は現れていない。それにもかかわらず、E地区により湿

性の植物群落が出現したことは、おそらくB地区の上部に連続する斜面からの水の供給が働いているものと考えられる。また、E地区の右側、低木群落に接する地域に新たにヌマガヤ・ハイヌツゲ群落は帯状に形成されている。F地区は、1991年時点では二ヶ所に分かれる群落1の低木群落を中心として、同心円状に群落2、群落11、群落12Bが取り巻く形で分布していた。しかし、2010年段階では、低木群落の群落1、群落2とヌマガヤ・ハイヌツゲ群落の群落8Bが拡大し、それに伴い湿原植物群落は縮小していた。その変化が何により生じたのかは不明であるが、これに関しては今後の注意深い観察が必要である。

5. 20年の湿原の変化から見た今後の湿原管理について

1) 水と土壌の管理

水質分析では人工排水路中の水は沢の水に比べて、より貧栄養な状態にあった。また、泥炭のpH値も湿原周辺部から中心部に向かって値が低下し、周辺の泥炭土が、沢の影響を受けていることを示していた。水の供給と立地の地下水位の測定結果からみると、A地区、C地区、F地区では、沢から供給された水の影響を受けD地区もA地区からの水が供給されることで間接的な影響を受けている。一方、B地区では斜面上部から浸透流下してくる地下水が湿原を涵養する重要な水源となっている。

本湿原の地下水位の計測結果を比較検討すると、5月は融雪による水の供給で広い地域で湿润環境が広がるが、夏期の8月、9月には地下水位が低下する渇水期がある。しかも、年によってはその時期に極端に低下する。湿原の中では、A地区、B地区、C地区、F地区の方が、D地区、E地区に比べて年間を通して地下水位が高いが、これには、周囲の沢からの水供給の影響、斜面からの水の供給が関係している。また、水の供給のない時期が続くと、もともと地下水位が低かった人工排水路の右側では最初にその影響が現れ、それが拡大していく傾向がある。加えて、1991年に比べて中央部の木道を撤去して以降は、A地区とD地区、B地区とE地区での地下水位の連続性が明瞭になっており、木道の撤去、堰の設置の効

果が現れている。このように本湿原の地下水位の性質は、全体的な傾向と地域的に発現する2つの特徴が認められる。本湿原の水環境の調査から判断すると、水環境は周囲の沢の状況に支配される不確定要素の多いA地区とD地区を除くと、それ以外の地区では今後も大きな変化はないであろう。

2) 植物群落と植物の管理

調査を通して最も地下水位が安定し、酸性の泥炭土が分布しているのはB地区とC地区であり、ここでは典型的な中間湿原の植物群落（群落12）が広がっており、20年間ほとんど変化がなかった。この場所では融雪期の上昇から生育期間の終わりまで安定した地下水位が維持され、かつ変動幅が小さいことが判明している。また、その地区は水質と土壌分析の結果から、他に比べて貧栄養環境にあることが明らかになっている。B地区とC地区のこの湿原群落は、これらの環境が大きく変化しなければ、今後も維持されていくであろう。

A地区とD地区は沢からの水や土砂供給や、木道の撤去によって、10年間で植生に大きな変化が起こっている。しかしながら、木道の撤去による水のスムーズな移動の効果は大きく、その後は湿原植物群落の分布が拡大している。しかし、A地区への水と土砂の供給量と期間は一定ではなく、年により変化するものと考えられる。その結果、この地域は常に変化する環境に置かれており、湿原群落の形成と維持が今後も続くかどうかは予断を許さない。今後も環境の変化によって、おそらく高茎草本植物の群落と湿原植物を含む群落との変化は場所と面積を変えながら、繰り返し分布することになるであろう。

A地区とB地区の1998年に撤去された木道跡には、凹地状の立地に湿原群落（群落12E）が帯状に復元した。その群落が木道撤去から比較的早くこの群落が形成されるということは、いかに水環境の管理が重要かを示すものであり、換言すれば、水環境と立地環境を整えれば、周囲に良好な湿原群落があれば、かなりの短期間でも湿原群落への復元の可能性があるということである。しかし、B地区の水環境と併せて考えるとき、水位が上昇しても地下水の安定

性が回復しない場所では速やかな回復は期待できない。また、復元には水質と土壌の栄養環境も大きく関係している。

この湿原の植物群落の分布で最大の問題は地下水位の低下と乾燥期間が継続するB地区とE地区の人工排水路右側の地域の植生復元である。特に、E地区では地下水位の低下の影響範囲が広い。しかも、その立地の乾燥環境傾向はこの20年の間も一貫して変化しておらず、地下水位を高めるために設置した堰の効果も現れていない。E地区では中央部で湿原の回復がみられたが、これは木道撤去によるB地区からの水の供給によるものと考えられる。この地域の湿原への回復を促すためには、水環境の整備が不可欠である。幸いにして、この研究で人工排水路中の水は沢の水に比べて貧栄養であることが判明した。この地区の地下水位を上昇させて湿潤化を促進させるためには、今後、この人工排水路の水を活用して灌水することも考えられてよい。しかし、その場合でも、水位が上昇しても地下水位の変動幅が大きく安定性が回復しない状況ではすみやかな回復は期待できないことも併せて考える必要がある。

植物に関しては、1998年の刈り取りによって、D地区とE地区に繁茂していたハイイヌツゲはその勢力を減退させ、局所的にパッチ状に分布する状況にまでになっている。今後、湿原の水環境の大きな変化がない限り、再びハイイヌツゲが繁茂することはないであろう。ヌマガヤはA地区、D地区、E地区の全域とC地区の周辺部に繁茂し、単純な種組成でヌマガヤが密生するヌマガヤ・ハイイヌツゲ群落を形成している。この状況は適度な立地水分と栄養環境によって支えられているので、環境が変化しない限り現在の状態は変わらないであろう。ただ、ヌマガヤは枯れることによって多量の枯れ草を地表に堆積させ、草丈の低い湿原植物の生育の障害になっている可能性がある。地下水位の回復による水環境の改善が起こった段階では、ヌマガヤの勢力を弱めるために夏期の刈り取りを行い、その時に枯れ葉の除去を行うことで湿原植物の生育環境の形成を考えたい。

最近、この湿原の木道沿いには、帰化植物や里植物であるアメリカセンダングサが生育してきている。このような外来の植物が自然群落の分布する地域に繁茂することは望ましくなく、常に、目を光らせて除去することが必要である。加えて、すでに付近のペンション村では帰化植物のオオハンゴンソウが旺盛に生育している地域がみられる。この種の進入についても、十分に監視する必要がある。

E地区の南、観察場所になっている台の周辺に生育するシラカンバ、ダケカンバは太枝の枯死が目立っている。これは、この部分に人工排水路への堰の設置によってシラカンバやダケカンバには不適な湿潤化した立地環境が作られた結果である。立地の加湿化により、その環境に耐えられないこれらの種が枯死することは自然の摂理であるが、来訪者の安全のためには枯れ枝等の除去は速やかに行う必要がある。

これまで述べてきたように、玉原湿原の植生は微妙な水環境の中で成立している。それらの群落を健全な状態で維持していくためには、湿原の植生と水環境を注意深く観察していく必要がある。

参考文献

- 叶内敦子・表寿一. 1992. 玉原湿原の花粉分析. 森林文化研究, 13: 65-70.
- 久保誠二・片野光一・吉井広始・今井賢一郎・広瀬文男・夏目道生. 1986. 玉原湿原とその周辺. 良好な自然環境を有する地域学術調査報告書 (XII). 群馬県林務部自然保護対策室.
- 森林文化協会. 1992. 玉原湿原に関する提言. 森林文化協会: pp.38.
- 常富豊・福嶋司. 1991. 玉原湿原における湿原および周辺植生と立地環境との関係. 森林文化研究, 12:109-127.
- 福嶋司・井上香世子・鈴木伸一・常富豊・高瀬香代・八住美季子. 1991. 玉原湿原の植生に関する生態学的研究—特に植生と水分環境との関係について. 森林文化研究. 12:63-X5.
- 宮脇昭・奥田重俊・鈴木伸一・塚越優美子・金聖徳・金鐘元. 1984. 沼田市の植生, 沼田市: pp.141.

表1 群落常在度表

	整理番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
	群落番号	1	2	3	4	5	6	7	8A	8B	9	10	11A	11B	12A	12B	12C	12D	12E	13	14		
	調査スタンド数	24	4	6	11	4	3	14	6	6	5	3	6	13	15	13	17	14	13	3	6		
	平均種数	20	16	21	15	13	6	8	5	7	7	6	12	10	18	14	15	16	12	10	7		
種別番号	学名	和名																					
1	<i>Menziesia multiflora</i>																						
	<i>Sasa kurilensis</i>																						
	<i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i>																						
	<i>Thujopsis dolabrata</i>																						
	<i>Skimmia japonica</i> var. <i>intermedia</i> f. <i>reperi</i>																						
	<i>Rhus trichocarpa</i>																						
	<i>Tripetaleia paniculata</i>																						
	<i>Leucothoe grayana</i> var. <i>oblongifolia</i>																						
	<i>Lycopodium serratum</i> var. <i>serratum</i>																						
	<i>Vaccinium smilii</i>																						
2	<i>Ilex suzhoukii</i> var. <i>brevipedunculata</i>																						
	<i>Mabania salicifolia</i>																						
	<i>Betula ermanii</i>																						
	<i>Rhododendron brachycarpum</i>																						
<i>Alnus hirsuta</i> var. <i>sibirica</i>																							
3	<i>Hydrangea paniculata</i>																						
	<i>Fraxinus mandshurica</i> var. <i>japonica</i>																						
	<i>Tripterygium regelii</i>																						
	<i>Ilex geniculata</i>																						
	<i>Sorbus commixta</i>																						
	<i>Corylus sieboldiana</i>																						
	<i>agrus crenata</i>																						
	<i>Menziesia pentandra</i>																						
	<i>Ligustrum tschonoskii</i>																						
	<i>Malus sieboldii</i>																						
<i>Athyrium deltoideifrons</i>																							
4	<i>Symplocos chinensis</i> var. <i>leucocarpa</i>																						
	<i>Acer sieboldianum</i>																						
	<i>Acer rufrinerve</i>																						
	<i>Aria alnifolia</i>																						
5	<i>Aconitum japonicum</i> var. <i>montanum</i>																						
	<i>Platanthera tipuloides</i> var. <i>nipponica</i>																						
	<i>Impatiens textori</i>																						
	<i>Veratrum stamineum</i>																						
	<i>Carex parviflora</i>																						
	<i>Liparis kumokiri</i>																						
<i>Carex olivacea</i> var. <i>angustior</i>																							
6	<i>Eleocharis wichuriae</i>																						
	<i>Viola verecunda</i>																						
	<i>Lycopus uniflorus</i>																						
	<i>Angelica decursiva</i>																						
	<i>Carex capillacea</i>																						
8	<i>Iris setosa</i>																						
	<i>Serratula coronata</i> var. <i>insularis</i>																						
9	<i>Cirpus wichuriae</i>																						
	<i>Sasa senanensis</i>																						
11	<i>Lysichiton camtschatcense</i>																						
	<i>Drosera rotundifolia</i>																						
	<i>Carex omiana</i>																						
	<i>Sphagnum recurvum</i> var. <i>amblyphyllum</i>																						
	<i>Vaccinium oxycoccos</i>																						
	<i>Parnassia palustris</i>																						
	<i>Carex michauxiana</i> var. <i>asiatica</i>																						
	<i>Eriophorum vaginatum</i>																						
	<i>Inula ciliaris</i>																						
	<i>Pogonia japonica</i>																						
	<i>Epipactis thunbergii</i>																						
<i>Narthecium asiaticum</i>																							
<i>Rhynchospora yasudana</i>																							
<i>Rhynchospora alba</i>																							
14	<i>Eleocharis japonica</i>																						
	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> var. <i>fokien</i>																						
16	<i>Utricularia bifida</i>																						
	<i>Eriocaulon decemflorum</i>																						
18	<i>Molinopsis japonica</i>																						
	<i>Ilex crenata</i> var. <i>paludosa</i>																						
	<i>Sphagnum palustre</i>																						
	<i>Euphorbia togakueensis</i> var. <i>ozensis</i>																						
	<i>Polygonum commutatum</i>																						
	<i>Carex maximowiczii</i>																						
	<i>Hosta albomarginata</i>																						
	<i>Solidago v. aurea</i> var. <i>asiatica</i>																						
	<i>Thelypteris nipponica</i> var. <i>borealis</i>																						
	<i>Hyprum plumaeforme</i>																						
	<i>Sphagnum squarrosum</i>																						
	<i>Thelypteris palustris</i>																						
	<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i>																						
	<i>Osmunda japonica</i>																						
	<i>Gentiana triflora</i> var. <i>japonica</i>																						
	<i>Helinopsis orientalis</i>																						
	<i>Eleocharis congesta</i> var. <i>japonica</i>																						
	<i>Aster glaberrimus</i> var. <i>hondoensis</i>																						
<i>Rhus ambigua</i>																							
<i>Polygonum thunbergii</i>																							
<i>Carex pisiformis</i>																							
<i>Dicranodontium japonicum</i>																							
<i>Clethra barbinervis</i>																							
<i>Lycopodium obscurum</i>	</																						



写真1 ブナ林の中に位置する玉原湿原



写真2 初夏の玉原湿原の景観



写真3



写真4



写真5



写真6



写真7



写真8

Tambara moor is located northern part of Numata city, Gunma prefecture. Because the moor was getting arid, we investigated the vegetation of the moor from 1989. A dam was constructed across an artificial channel, boardwalk in the middle of the moor was eliminated, and trees of *Ilex crenata* var. *radicans* were felled. The investigation was carried out to examine the effects of those three operations and the current status of vegetation. We have divided the wetland into A to F sections, and plant species composition and distribution, measurement of underground water table, water and soil chemical analysis was performed. Moor was found recovered at A and D sections due to the operations of boardwalk elimination and the felling of *Ilex* trees; however, some parts in those sections were also found changed due to water from the stream and inflow of earth and sand. Section B and C are a little oligotrophic and the best part of wetland vegetation has been reserved. Section E was found recovered to the wetland after the construction of the dam. Shrub vegetation has been expanding at section F. Overall 20 years changes were summarized that each section showed changes different from each other and arid areas showed recovery to the original wetland vegetation.

砂防堰堤撤去による溪流植生復元のためのモニタリング および回復評価手法の開発

赤谷溪流生態研究会
吉川 正人¹⁾・林 雄太²⁾

Development of monitoring and estimation methods for riparian vegetation restoration after check dam removal

AKAYA Riparian Ecology Research Group
Masato Yoshikawa, Yuta Hayashi

群馬県赤谷川支流の茂倉沢では、2009年11月に溪流生態系復元を目的として砂防堰堤の部分撤去がおこなわれた。本研究では、土砂移動の回復が今後の溪流植生の変化にどのような影響を及ぼすかをモニタリングするための基礎的情報収集、および類似事業に適用可能なモニタリング手法提案をおこなった。茂倉沢のほか、比較の対象として砂防堰堤の影響が少ない3つの沢で河床勾配の計測、溪畔地形の分布調査、植物群落の調査をおこない、堰堤設置区間、堰堤非設置区間、堰堤破損区間の比較をおこなった。その結果、溪畔地形と植物群落の間には一定の対応関係があり、特定の溪畔地形の有無が流域での植物群落の分布を制限していた。特に堰堤設置区間では、洪水段丘が埋没して平坦な広い河床となり、頻繁に冠水する流水辺の草本群落が消滅する一方、陽地生の先駆低木、草本群落が増加していた。これらは溪流環境復元の指標群落として用いることができるため、モニタリングにあたっては定点調査だけでなく、流域全体を通じた地形と指標群落の分布を長期的に追跡していくことが重要であると結論づけた。

1. 目的

群馬県みなかみ町の赤谷川支流の茂倉沢では、「三国山地／赤谷川・生物多様性復元計画 (AKAYA プロジェクト)」の一環として、2009年11月に既設の砂防堰堤の部分撤去がおこなわれた (写真1)。この事業では、堰堤に滞留していた土砂を流出させることによって、本来の溪流生態系を再生させることを目標としているが、構造物の撤去に対する溪流生態系の反応を追跡した事例は、国内ではほとんどない。土砂管理方針の変更や自然再生事業の本格化にともない、今後の治山や河川整備において、人工構造物の撤去が計画される事例が増えてくると考え

られる。そのため、人工構造物の撤去が溪流生態系に及ぼす影響を評価するためのモニタリング手法の確立が急務である。そこで本研究では、茂倉沢を含めた赤谷川流域において、砂防堰堤の影響度が異なる流域間で溪畔地形と植生の違いを比較し、堰堤設置の影響と撤去後に予測される変化を明らかにした。そのうえで、砂防堰堤撤去後の溪流植生の変化を評価するためのモニタリングの観点について検討した。

2. 調査地

砂防堰堤の撤去が行われた茂倉沢のほか、復元目

1) 東京農工大学大学院農学研究院 (Institute of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology)
2) 東京農工大学大学院農学府 (Graduate School of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology)

標とすべき本来の溪流環境を知るために、同じ赤谷川支流で流域面積が同程度であり、堰堤の数が少ない法師沢、ムタコ沢、赤沢で調査をおこなった。各流域の位置を図1、概要を表1に示す。各沢の本流に設置された堰堤数は、茂倉沢で7基であるのに対し、法師沢、ムタコ沢、赤沢では2、3基であり、土砂の滞留がみられる区間は少ない。調査区間の標高は635mから940mで、自然植生はイヌブナ林またはブナ林の下部にあたる。



写真1 中央部が撤去された茂倉沢2号堰堤

表1 調査地の概要

	流域全体		調査区間		
	流域面積 (km ²)	本流の堰堤数	標高 (m)	延長 (km)	主な地質
茂倉沢	6.48	7	635~835	3.34	石英斑岩(貫入)、泥岩
法師沢	6.88	2	810~835	0.41	泥岩、石英閃緑岩(貫入)
ムタコ沢	9.21	2	880~940	0.66	石英閃緑岩(貫入)、流紋岩(岩脈)
赤沢	5.60	3	705~740	0.62	石英閃緑岩(貫入)

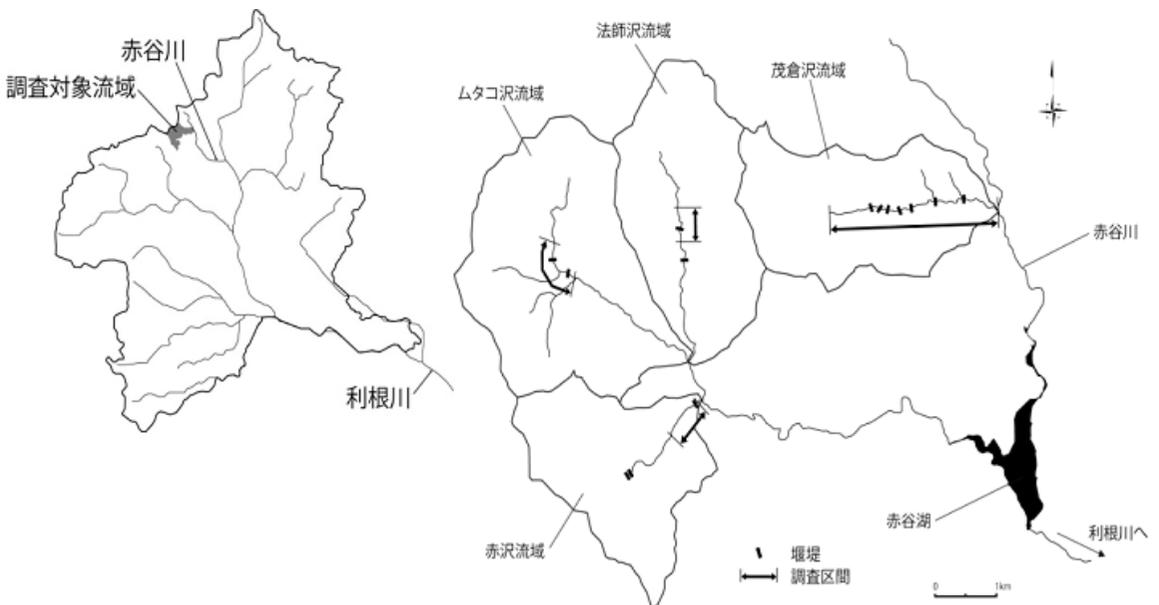


図1 調査流域の位置と調査区間

3. 調査・解析方法

沢の縦断方向に沿って (1) 河床勾配の計測、(2) 溪畔地形の分布調査、(3) 植物群落の調査を行った。

(1) 河床勾配の計測

2010年5月から10月にかけて、4つの沢の本流において、レーザー測距計または巻尺及びハンドレベルを用いて、流路中心で曲点間の斜距離と傾斜角を計測し、河床縦断面図を作成した。なお、茂倉沢に関しては、関東森林管理局ほか (2010) の測量データを用いた。

(2) 溪畔地形の分布調査

2009年6月から2010年10月にかけて、4つの沢の本流沿いで、溪流の洪水攪乱または斜面の地表変動の作用を受けて形成されたとみなされる、以下の8種類の地形単位を判別し、溪畔地形分布図を作成した。

- ①砂礫堆 (裸地) : 出水によって供給された砂や礫が堆積して形成された新しい堆積面で、地表にほとんど植物が生育していないもの。
- ②砂礫堆 (植被あり) : 砂礫堆のうち地表にある程度植物が生育しているもの。
- ③低位段丘面 : 流路に沿って段状に形成された堆積面のうち、流路からの比高が低く、土壌はわずかに発達もしくは発達しないもの。
- ④高位段丘面 : 流路に沿って段状に形成された堆積面のうち、流路からの比高が高く、土壌が発達するもの。
- ⑤沖積錐 : 支沢から水流によって運搬された土砂が堆積して形成された、大径の礫を多く含む扇状の堆積地。
- ⑥崩壊地 (堆積面) : 斜面の崩壊または滑落によって供給された土砂が斜面下部に形成した堆積地。
- ⑦崩壊地 (削剥面) : 斜面が崩壊または滑落して、表土が失われた凹状地。
- ⑧露岩谷壁 : 谷壁斜面のうち、基岩が露出した部分。

(3) 植物群落の調査

2009年6月から2010年10月にかけて、上述の各地形単位に成立する植生のうち、均質な植物群落として認識できる植分において、植物社会学的な植生調査を実施した。植生調査の方法は福嶋編 (2005) にしたがった。優占度および群度の判定基準は以下の

とおりである。

優占度 (5 : 被度75~100%、4 : 被度50~75%、3 : 被度25~50%、2 : 被度10~25%、1 : 被度1~10%または個体数が多い、+ : わずかな被度をもち個体数は少数、r : 稀に単独的に出現する小個体)

群度 (5 : 大群生する、4 : 広い斑状に生育、3 : 小群状に生育、2 : 団状または束状に生育、1 : 孤立して生育)

得られた植生調査資料を高木群落、低木群落、草本群落に分けて、それぞれ表操作により種組成に基づく群落区分をおこなった。

これらの結果をもとに、①堰堤設置による土砂滞留の影響を知るために、堰堤上流側の堆砂が顕著な堰堤設置区間 (茂倉沢) と堰堤から離れその影響が少ないと考えられる堰堤非設置区間 (茂倉沢、法師沢、ムタコ沢、赤沢) の溪畔地形と植生を比較した。また、②堰堤撤去の影響を予測するため、老朽化により1999~2008年にかけて底抜け・土砂流出が起こった茂倉沢のNo.2~5堰堤区間を堰堤破損区間とし、上述の堰堤非設置区間と比較した。以上から、堰堤撤去後のモニタリングに必要な視点を整理した。

4. 結果

(1) 溪畔地形と植物群落の関係

茂倉沢で118、法師沢で38、ムタコ沢で34、赤沢で33地点の植生調査を行い、表操作により高木群落6、低木群落8、草本群落11の計25群落を識別した (表2-4)。識別した群落と溪畔地形との対応関係を表5に示す。主要な群落の種組成および構造の特徴と、生育立地について以下に記す。

1) 高木群落 (表2)

A : ケヤマハンノキ群落

ケヤマハンノキが優占し、サワアザミ、ミヤマタニソバなどが特徴的に出現した。ケヤマハンノキは明るい崩壊地などに先駆的に侵入する樹種であり、本調査で確認された高木群落の中では最も先駆的な性質が強い。主に茂倉沢の低位段丘面に分布していた。

B : イヌブナ群落

表2 赤谷川流域の高木群落の識別表

群落	A	B	C	D	E	F
スタン数	7	1	4	4	9	4
平均直径数	67	88	60	58	46	39
ケヤマハンノキ	V	-	1	-	-	-
サワアザミ	II	-	-	-	II	-
ミヤマタニシバ	V	-	-	-	-	I
ハナネコノメ	II	-	-	-	-	-
イヌナ	II	1	-	-	II	-
キバナアキギリ	-	1	-	-	-	-
ハルニレ	I	1	4	2	I	-
ハクワンボク	-	-	1	2	I	I
ウツミズグサ	-	-	3	-	-	I
オオヨモギ	-	-	3	-	-	-
カキドオシ	-	-	2	-	-	-
ケヤキ	I	-	1	2	II	I
ツルマサキ	I	-	-	2	I	-
オニグルミ	I	-	-	2	-	-
エノキ	II	1	-	-	-	I
ツリフネソウ	II	1	-	-	-	-
オオヤマハコベ	II	1	-	-	-	-
ミノバ	IV	1	2	-	-	1
ミヤマトウバナ	II	1	2	-	-	I
ヒカゲイノコズチ	II	1	3	-	-	-
アイヌミレ	II	1	3	-	-	-
ミツバ	II	1	3	-	-	-
アマチャヅル	II	1	1	-	-	I
アズマヤマアザミ	II	1	2	-	-	1
ヒロハコバノク	II	-	2	-	-	I
シラネセンキュウ	V	1	4	-	II	-
ククルマムグラ	II	1	1	-	III	-
イヌドリ	IV	1	2	-	I	-
フユウモロコシ	II	1	2	-	II	-
ミヤマタムシバ	V	-	1	-	II	-
クサギ	II	1	1	-	I	I
ミヤマキクマン	II	1	2	-	I	1
ヒナズミ	II	-	2	-	I	-
キナ	II	-	1	-	I	-
ホノハシクシダ	II	1	1	-	I	-
ミツカエデ	V	1	2	1	III	-
ウスグタバキ	V	1	3	1	III	-
ニシホノモンゴスダ	IV	1	3	1	II	-
ミズキ	V	1	2	1	II	I
タマフボスミ	II	1	1	1	II	-
ミヤマベニシダ	IV	1	-	3	II	-
ミヤマイフサ	II	1	-	3	III	-
タニギキョウ	V	-	-	3	II	-
ハイヌギヤ	II	-	-	4	IV	I
ツクシ	-	-	1	3	IV	-
サワノバ	I	1	-	3	I	I
ウツノキ	-	-	-	4	IV	-
アヲキ	I	1	1	1	III	-
コハツチワカエデ	-	-	-	1	II	-
コマユシ	-	-	-	3	I	-
サワグルミ	V	-	1	1	V	4
フサグサ	V	1	3	-	IV	4
ヤマモミジ	II	1	3	1	IV	2
ウリハダカエデ	II	1	2	-	II	2
サワハコベ	II	-	-	1	IV	2
ヤマノイモ	IV	1	2	1	II	1
クマシデ	II	-	1	-	I	2
カキヒキオコシ	IV	1	1	-	IV	-
フジ	V	1	4	4	III	4
クサソテツ	V	1	3	4	V	1
コチヤルネソウ	V	-	4	2	V	1
ケチヂミザサ	V	1	4	1	III	4
チドリノキ	IV	1	1	4	V	-
ウツミズグサ	V	1	4	-	III	3
オククルマムグラ	IV	1	4	2	III	2
ウマノミツバ	V	1	3	3	IV	1
ザンショウ	II	1	2	2	II	2
アザミ	IV	1	4	-	I	3
フキ	V	-	3	1	II	1
モミジガサ	I	1	4	2	III	1
サルナシ	V	1	2	-	-	3
アカシデ	II	1	2	-	II	-
ケアオダモ	I	-	1	-	-	II
チツカエデ	I	-	-	-	-	II
ヤグルマソウ	-	-	-	-	-	II
アサノハカエデ	-	-	-	-	-	IV
リウブ	I	-	1	-	-	II
シシガシラ	-	-	-	-	-	IV
オオバクロモジ	-	-	1	-	-	II
ミズナラ	-	-	1	-	-	II
オウノカンスダ	-	-	-	-	-	II
フナ	-	-	-	-	-	I
オオカキノキ	-	-	-	-	-	I
ハクワカエデ	I	-	1	-	-	-
ヤマソテツ	-	-	-	-	-	1
ツノハシバ	-	-	-	-	-	II
アシマザサ	-	-	-	-	-	II
クマイザサ	-	-	1	-	-	-
ツリバナ	-	-	-	-	-	I

A ケヤマハンノキ群落
 B イヌブナ群落
 C ハルニレ群落
 D オニグルミケヤキ群落
 E サワグルミトチノキ群落
 E_a ミツカエデ下位単位
 E_b 典型下位単位
 E_c アサノハカエデ下位単位
 F テツカエデ群落

随伴種は省略

C：ハルニレ群落

ハルニレが優占する溪畔林の1タイプである。組成的なまとまりは弱い、ウワミズザクラ、オオヨモギなどによって他の群落から識別された。ハルニレは開けた河畔に群落を形成する樹種であり、溪流では少ない。調査区域内では茂倉沢下流と赤沢下流の低位または高位段丘面に分布していた。

D：オニグルミーケヤキ群落

オニグルミまたはケヤキが優占する溪畔林の1タイプである。ハルニレ、ハクウンボクが出現することでハルニレ群落と共通するが、多くの草本種を欠き種組成が単純である。赤沢の高位段丘面と沖積錐に分布していた。

E：サワグルミトチノキ群落

この地域を代表する溪畔林群落である。サワグルミまたはトチノキ、ときにオニイタヤ、ヨグソミネバリ、オヒョウなどが優占する。亜高木層から低木層にかけては、フサザクラ、チドリノキ、アブラチャンなどが生育することが多い。草本層にはミヤマカンスゲ、コチャルメルソウのほか、オシダ、リョウメンシダ、クサソテツ、サカゲイノデのような大型のシダ植物が多い。サワグルミトチノキ群落は、茂倉沢と赤沢に広く分布していたが、ムタコ沢にはなく、法師沢では1ヶ所のみ確認された。この群落は、以下の3つの下位単位に区分できた。ミツデカエデ下位単位は、ミツデカエデ、ミヤマベニシダ、ミヤマイラクサなどが出現し、最も溪畔林的な種組成をもつものである。典型下位単位は、ハイイヌガヤ、ツタウルシなどを欠く種組成の単純な下位単位である。アサノハカエデ下位単位は、アサノハカエデ、ケアオダモ、リョウブなど、後述のテツカエデ群落との共通種を多くもち、山地斜面の影響が強い下位単位である。

F：テツカエデ群落

サワグルミやトチノキに加えて、テツカエデ、クマシデ、ブナ、ミズナラなどが混交する群落である。オオカメノキ、ハウチワカエデ、ヤマソテツなどブナ林の要素が出現することで、サワグルミトチノキ群落と区別される。草本層にはミヤマカンスゲが繁茂することが多い。クサソテツ、コチャルメルソウ、

ウワバミソウなど、A～Eの群落に共通して出現する種を欠いており、山地斜面の森林群落としての性質が強い。この群落はムタコ沢にのみ分布し、その半数が増水の影響を受けにくい高位段丘面に成立していた。

2) 低木群落 (表3)

A：クマイチゴ群落

短命な低木のクマイチゴが優占する先駆的な木本群落である。群落高は3m以内で、藪状の相観を示す。フサザクラの稚樹が混生することが多く、遷移が進むとフサザクラ稚樹群落へ移行すると考えられる。茂倉沢と赤沢の砂礫堆や低位段丘面、崩壊地（堆積面）など、日当たりがよく、地表攪乱を受けて間もない立地に成立していた。

B：タニウツギ群落

タニウツギが優占し、シロヨメナ、ヤグルマソウなどが生育する先駆的な木本群落である。ムタコ沢、法師沢の砂礫堆や低位段丘面、崩壊地（堆積面）など、茂倉沢と赤沢のクマイチゴ群落に相当する立地に成立していた。この群落は以下の2つの下位単位に区分できた。タラノキ下位単位は、タラノキ、ヤシャブシ、ウドなどの先駆性低木やヤマブキショウマ、クロバナヒキオコシなどの高茎草本を含むタイプで、砂礫堆に多くみられた。典型下位単位は、アカソ、ジュウモンジシダなど湿生の植物を含む植分であった。

C：ケヤマハンノキ稚樹群落

ケヤマハンノキの稚樹に、バッコヤナギ、オノエヤナギ、フサザクラなどが混生する群落である。林床にはアカソやケチヂミザサが生育する。組成的には次のフサザクラ稚樹群落と類似するが、バッコヤナギ、アシボソなどをもつことで区別される。ケヤマハンノキの成長にともなって他樹種が被圧されて、ケヤマハンノキの高木群落に発達していくものと考えられる。茂倉沢の低位段丘面や崩壊地（堆積面）に形成されていた。

D：フサザクラ稚樹群落

フサザクラの稚樹が優占する群落であり、木本ではクマイチゴ、フジ、ヌルデ、タラノキなど、草本ではフキ、アカソ、ムカゴイラクサ、ケチヂミザサ、

クサソテツなどが生育する。茂倉沢の砂礫堆や低位段丘面に多く分布しており、赤沢の一部にもみられた。この群落は次の2つの下位単位に区分された。オノエヤナギ下位単位は、オノエヤナギ、タケニグサ、オオヨモギなど陽地生の植物を多く含むもので、林冠が欠落した河床に成立していた。典型下位単位はこれらの種をもち、日照が少ない場所に成立していた。

E：マタタビ-フジ群落

F：タマアジサイ群落

G：サワグルミ稚樹群落

サワグルミが優占し、カツラ、フサザクラなどが混生する稚樹群落である。茂倉沢と赤沢の砂礫堆、低位段丘面に分布し、サワグルミの高木群落が稀な法師沢とムタコ沢にはみられなかった。サワグルミ群落の生成初期段階のものであるが、本調査地域内では流路脇の洪水攪乱を受けやすい場所に限られるので、このまま高木林にまで発達することは考えにくく、形成と消失を繰り返しているものと考えられる。

H：ウリハダカエデ稚樹群落

ウリハダカエデ、ヨグソミネバリ、クマシデ、ミズキなど様々な樹種が混生する稚樹群落である。フサザクラ、サワグルミ、カツラなどの溪畔林構成樹種は少ないか出現しない。ツルアジサイ、ケアオダモ、ブナ、ミズナラ、オオカメノキなどブナ林の要素を多く含むブナ下位単位と、アカシデ、イヌブナ、ハウチワカエデ、ヤマモミジなどを含むイヌブナ下位単位に区分された。どちらも、サワグルミ群落が分布していない法師沢とムタコ沢の林冠下の砂礫堆を中心に分布しており、茂倉沢と赤沢にはみられなかった。

3) 草本群落 (表4)

A：ツリフネソウ-ミゾソバ群落

一年草のツリフネソウまたはミゾソバが優占する流水辺の群落である。流れの緩やかな流路に接した砂礫堆の縁や流路跡の湿地、崩壊地や露岩の下部の水が浸み出す部分に成立していた。茂倉沢に多く分布し、赤沢にもみられた。やや安定した立地には、アカソ、ウワバミソウなどの多年生草本を多く含む典型下位単位、不安定な立地にはミゾホオズキ、ミ

ズなどの一年生草本が多いミゾホオズキ下位単位が成立していた。

B：タヌキラン群落

タヌキランが優占する種組成が単純な群落で、流路からの比高が大きく、土壌が薄い露岩上に成立していた。この群落は茂倉沢でのみ確認された。

C：アズマナルコ群落

相観、種組成ともタヌキラン群落に似るが、アズマナルコが優占する。タヌキラン群落よりも表層の不安定な土砂が残る、崩壊地（削斜面）などに形成される。この群落も茂倉沢にのみ出現した。

D：アカソ-ゴマナ群落

アカソ、ゴマナ、トリアシショウマ、フキなどの高茎草本が優占する群落である。ツリフネソウ、ミゾソバなどの一年生草本や、ヤマイヌワラビ、サカゲイノデなどのシダ植物も交える。この群落は茂倉沢と赤沢の砂礫堆、低位段丘面、崩壊地（堆積面）などに分布しており、特に崩壊地（堆積面）で規模の大きな群落を形成していた。この群落は、オオヨモギ、ススキ、ウドなど陽地生の植物によって識別されるオオヨモギ下位単位、特別な識別種をもたない典型下位単位、アズマヤマアザミ、モミジガサ、ウスゲタマブキ、キオンなど高茎草本の種数が多いアズマヤマアザミ下位単位の3つに下位区分された。

E：クロバナヒキオコシ群落

法師沢とムタコ沢の砂礫堆、特に堰堤の堆砂面に成立していた。クロバナヒキオコシ、ヤマブキショウマ、イタドリ、ヨツバヒヨドリなどの高茎草本が混生していた。タニウツギが出現することが多く、立地が持続すればタニウツギ群落に遷移すると考えられる。

F：カメバヒキオコシ群落

G：ナルコスゲ群落

ナルコスゲ群落はナルコスゲが優占し、ウワバミソウ、ツルネコノメソウなどがわずかに混生する群落で、茂倉沢の流路沿いの露岩上のみ分布していた。ナルコスゲは代表的な溪流沿い植物（梅原1996）で、増水時に冠水する岩の上に生育する。この群落は、水位変動による冠水を受ける立地を指標するものである。

表3 赤谷川流域の低木群落の識別表

群落区分	A		B		C		D		E		F		G		H	
	7	5	2	4	6	9	2	1	7	7	5	Ha	Hb			
平均樹種数	21	25	26	29	34	22	34	12	17	28	22					
クマイチゴ	V	5	-	3	IV	III	-	1	-	II	1					
クマツキ	-	5	2	-	-	I	-	-	-	I	-					
シロヨモギ	-	2	2	-	-	I	-	-	-	-	-					
ヤグルマソウ	-	2	1	-	-	-	-	-	-	I	-					
ミヤマシロシダ	-	2	1	-	-	I	-	-	-	-	-					
リョウモントクサ	I	1	2	-	-	I	-	-	-	I	-					
ヤマブキシヨウマ	-	4	-	-	-	-	-	-	-	I	-					
ヤマボウシ	-	3	-	-	-	II	-	-	-	II	-					
クロバナヒキオコシ	-	3	-	-	-	-	-	-	-	I	-					
ススキ	-	3	-	-	I	-	-	-	-	-	-					
ウツミズグサ	-	3	-	-	I	-	-	-	-	II	2					
ミヤマハハコ	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
ホオノキ	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
ヤマウルシ	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
クヤマハハコ	-	-	-	4	-	I	-	-	-	-	-					
バクコヤナギ	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-					
アサボロ	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-					
オウレンソウ	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-					
ミノバ	II	-	-	3	IV	-	1	-	II	-	-					
オノエヤナギ	-	-	-	2	III	-	-	-	-	-	-					
タケノコ	II	-	-	2	IV	-	-	-	-	-	-					
ハルニレ	-	-	-	1	IV	-	1	-	-	-	-					
アズマナルコ	-	-	-	1	IV	-	-	-	-	-	-					
オオヨモギ	I	1	-	2	III	-	1	-	-	-	-					
ガンクビソウ	-	-	-	2	I	-	-	-	-	-	-					
クマノハ	-	-	-	-	III	-	-	-	-	-	-					
クマノハ	-	-	-	1	II	-	-	-	-	-	-					
ヤブヘビイチゴ	-	-	-	1	II	-	1	-	-	-	-					
フジ	I	-	-	2	V	IV	2	-	I	-	-					
スルデ	I	-	-	2	IV	II	-	-	-	-	-					
ツリフネソウ	I	-	-	3	III	II	2	-	-	-	-					
フキ	I	-	1	4	IV	II	1	1	-	-	-					
マタタビ	III	-	-	-	III	II	1	-	-	-	-					
ミソソバ	-	-	-	2	II	II	1	1	-	-	-					
ニシホトモミ	I	-	-	-	III	I	1	-	I	I	-					
キナ	I	-	-	2	II	II	-	-	-	I	-					
スギナ	-	-	-	1	II	II	-	-	-	-	-					
トリアシヨウマ	-	1	-	3	I	I	-	-	I	-	-					
ヤシヤブ	-	3	-	2	I	III	-	-	I	-	-					
ウド	-	3	-	2	II	I	-	-	-	-	-					
タラノキ	I	4	-	-	III	II	-	-	-	II	1					
アカリ	III	1	2	4	V	IV	1	1	III	II	-					
クマノハ	I	-	2	-	II	III	1	1	III	-	-					
ムカゴイソクサ	III	-	2	1	III	III	2	1	III	-	-					
フサザクラ	IV	-	-	4	V	V	1	-	III	-	-					
クマノハ	III	-	-	4	III	IV	1	-	V	-	2					
クマノハ	III	-	-	1	III	II	1	1	III	-	-					
ミズヒキ	III	-	-	1	III	II	-	-	I	-	-					
ヤマキザサ	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-					
ハナタデ	-	-	-	-	I	-	2	-	-	-	-					
タマアジサイ	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-					
サワグルミ	I	1	-	-	I	II	1	-	V	II	2					
カワラ	I	-	-	-	-	-	-	-	III	I	-					
クマノハ	-	-	-	-	-	I	-	-	III	-	1					
ウリハダカエデ	II	4	-	-	II	III	-	-	II	V	5					
ヨグルミ	II	4	-	2	I	III	1	-	II	III	3					
クマノハ	-	2	-	-	-	II	-	-	I	III	2					
ミズヒキ	-	3	1	-	II	III	-	-	III	III	4					
ヘビノホトギ	-	2	1	-	II	-	1	-	V	V	2					
イワガサ	I	-	-	-	-	II	-	-	I	III	3					
マンサク	I	1	-	-	-	I	-	-	-	III	2					
ニホハダカエデ	-	1	-	-	-	-	-	-	-	IV	4					
フルクサシ	I	-	-	-	-	-	-	-	-	II	3					
フルクサシ	II	1	-	-	I	II	-	-	I	V	-					
クマノハ	I	1	-	-	-	I	1	-	I	V	1					
フナ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	1					
ミズナラ	I	1	-	-	-	-	-	-	I	III	1					
オオカメノキ	-	2	-	-	-	-	-	-	-	IV	-					
シロガシラ	I	1	-	1	-	-	-	-	-	III	-					
オオバクロモク	-	-	1	-	-	-	-	-	I	III	-					
コシアブラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	III	-					
コシアブラ	I	2	-	1	-	I	-	-	-	III	-					
イヌガシラ	I	1	-	1	-	I	-	-	-	III	-					
コシアブラ	-	1	-	-	-	-	-	-	-	III	-					
アサギ	I	-	-	1	-	I	-	-	-	I	4					
イヌナ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	4					
ハナタデ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	3					
ヤマモミ	-	-	1	-	-	II	-	-	I	I	4					
アサギ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3					
ケヤキ	-	-	1	-	-	I	-	-	-	-	2					
エノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2					
エノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2					
ワダソウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2					
エノキ	III	5	2	2	II	III	-	-	II	III	-					
アサギ	III	3	-	2	IV	II	2	-	III	III	-					

- A クマイチゴ群落
- B タニウツギ群落
- Ba タラノキ下位単位
- Bb 典型下位単位
- C クヤマハハコ群落
- D フサザクラ群落
- Da オノエヤナギ下位単位
- Db 典型下位単位
- E マタアジサイ群落
- F タマアジサイ群落
- G サワグルミ群落
- H ウリハダカエデ群落
- Ha フナ下位単位
- Hb イヌナ下位単位

種群数は省略

表4 赤谷川流域の草本群落の識別表

群集区分	A		B	C	D			E	F	G	H			I			J	K	
	Aa	Ab			Da	Db	Dc				Ha	Hb	Ia	Ib	Ic		Ka	Kb	
スタンダード数	6	7	2	4	10	6	14	6	2	7	16	7	15	3	5	1	6	6	
平均出現率	7.5	10.1	7.5	8.5	15.2	11.8	15.1	19.8	8	7	7.8	7.4	9.9	11.5	9.8	5	6.8	6.3	
1 ツリフネソウ	V	V	2	4	I	I	III	-	1	-	I	-	-	-	-	1	-	-	
ミノバ	V	V	2	4	I	I	III	-	1	-	I	-	-	-	-	-	-	-	
2 ミノホオズキ	-	IV	-	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
シズ	-	III	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
タニソバ	-	III	-	-	I	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
3 タヌキラン	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
4 アカソ	IV	I	2	2	IV	V	V	III	-	1	II	-	I	-	-	-	-	-	
トリアシショウマ	-	I	-	3	IV	IV	II	I	-	I	-	-	I	1	1	-	-	-	
ゴマナ	I	-	1	2	III	I	II	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
フキ	I	I	2	3	V	V	IV	-	1	I	I	-	-	-	-	1	-	-	
クマイチヂ	-	-	-	-	IV	II	V	V	1	-	I	-	-	-	-	-	-	-	
5 アズマナルコ	-	II	-	4	I	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
6 ケチヂミザサ	I	I	-	-	IV	III	II	I	-	-	I	-	-	-	-	-	-	-	
シズキ	I	-	-	-	III	III	II	-	-	-	I	-	-	-	-	-	-	-	
ガンクビソウ	-	-	-	-	II	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ジョウモンソウ	-	I	-	-	I	III	II	-	1	III	IV	II	II	-	-	-	V	I	
モミイチヂ	-	-	-	-	I	II	II	-	-	-	I	-	-	1	-	-	-	-	
7 オオヨモギ	-	I	-	2	IV	-	I	III	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ススキ	-	-	-	-	II	-	-	III	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ウド	-	-	-	-	II	-	-	II	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8 フリザクラ	-	-	-	-	III	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
フツ	-	II	-	-	II	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
タチツボスミレ	-	-	-	-	II	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
9 アズマヤマアザミ	-	I	-	-	I	-	-	III	-	-	I	-	-	-	-	-	-	-	
モミジガサ	I	-	-	-	-	-	-	III	1	III	-	-	1	-	-	-	-	-	
ウスゲタマブキ	II	I	-	-	-	-	-	II	1	II	-	-	-	-	-	-	-	-	
キオン	-	-	-	-	-	-	-	II	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
セキヤノアキチヨウジ	-	-	-	-	-	-	-	II	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10 ミヤマカラスダ	-	-	-	-	I	-	I	V	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-	
タニウツギ	-	-	-	-	-	-	-	I	V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ヤマブキショウマ	-	-	-	-	-	-	-	III	1	-	-	I	-	-	-	-	-	I	
イタドリ	-	-	-	-	-	-	-	I	III	1	-	-	-	1	-	-	-	-	
クロバナヒキオコシ	-	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ヨツバヒヨドリ	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
シズキ	-	-	-	-	-	-	-	-	III	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
11 カメヒキオコシ	-	-	-	-	-	-	-	I	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	
12 ムカイイラクサ	I	II	-	-	I	I	II	I	-	-	II	I	I	-	-	-	-	-	
ヤマメツツズ	I	-	-	-	-	II	II	II	-	-	II	I	I	-	-	-	-	-	
サカゲイノヂ	-	-	-	-	I	II	II	I	-	-	II	-	-	-	-	-	-	I	
13 ウワバミソウ	III	III	2	2	I	II	III	II	1	V	V	V	IV	1	-	-	-	I	
14 ナルコスゲ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-	-	-	-	-	
15 ツルネコノボク	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	III	-	III	I	-	-	-	I	
ジョウシュウトリカブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	IV	-	-	-	-	-	
16 ダイモンソウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	-	III	IV	-	1	-	I	
ミヤマカブマツ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	III	-	III	II	-	1	-	III	
クロクモソウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	III	II	-	-	-	-	
ミヤマイトチシダ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	I	II	-	-	-	I	
17 タマガワホトギス	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	3	3	1	-	I	
ヤグルマソウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	III	2	1	-	-	I	
ヘビノネゴシ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	3	4	-	-	II	
リョウメンソウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	II	-	-	-	-	
オウノカスゲ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	III	1	-	-	-	-	
シンガシラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	2	-	-	-	
18 イワハリガネワズ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	1	5	1	-	
アキノキリンソウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	1	3	-	-	
ショウジョウバカマ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	
ヨグナヒネウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	
19 ウスヒメワズ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	3	-	-	
20 リョウブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	-	I	
ヒメカスゲ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	4	-	I	
21 ヒメガリヤス	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	2	2	1	
22 フクロシダ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	V	
イワタバコ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	
23 イワイタチシダ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	
ヒメウツギ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	

- A ツリフネソウ-ミノバ群落
- Aa 典型下位単位
- Ab ミノホオズキ下位単位
- B タヌキラン群落
- C アズマナルコ群落
- D アカソ-ゴマナ群落
- Da オオヨモギ下位単位
- Db 典型下位単位
- Dc アズマヤマアザミ下位単位
- E クロバナヒキオコシ群落
- F カメヒキオコシ群落
- G ナルコスゲ群落
- H ウワバミソウ群落
- Ia モミジガサ下位単位
- Ib ショウシュウトリカブ下位単位
- I タマガワホトギス-ヤグルマソウ群落
- Ia ダイモンソウ下位単位
- Ib ウスヒメワズ下位単位
- Ic リョウブ下位単位
- J ヒメガリヤス群落
- K イワタバコ-フクロシダ群落
- Ka イワイタチシダ下位単位
- Kb ダイモンソウ下位単位

隣伴種は省略

表5 群落区分と地形の対応関係

	スタン ド数	砂 礫 堆	低 位 段 丘	段 丘 崖	地 形 区 分 前 崩 壊 (削 積)	前 崩 壊 (堆 積)	露 岩	そ の 他	出現区間																
									茂倉		法師		ムタコ		赤沢		合計								
									非	堰 破	非	堰 破	非	堰 破	非	堰 破	非	堰 破							
<高木群落>																									
A ケヤマハンノキ群落	7		6			1						4	3						0	4	3				
B イヌブナ群落	1				1								1						0	0	1				
C ハルニレ群落	4		3	1						1	1	1					1		1	2	1				
D オニグルミ-ケヤキ群落	4			3	1												3	1	3	1	0				
E サワグルミ-トチノキ群落																									
Ea ミツデカエデ下位単位	9		3	4	2				1	1							3	4	4	5	0				
Eb 典型下位単位	4		2			2				2								1	1	1	3	0			
Ec アサノハカエデ下位単位	8		3	5					3		1							2	2	6	2	0			
F テツカエデ群落	6		2	3				1						6					6	0	0				
<低木群落>																									
A クマイチゴ群落	7	1	2	1		1	1	1	2	3	1							1	2	4	1				
B タニウツギ群落																									
Ba タラノキ下位単位	5	3	1			1							1	2	2				2	3	0				
Bb 典型下位単位	2		1				1							2					2	0	0				
C ケヤマハンノキ稚樹群落	4		2			2			1	1	2								1	1	2				
D フサザクラ稚樹群落																									
Da オノエヤナギ下位単位	6	1	2	2			1	1	2	3									1	2	3				
Db 典型下位単位	9	2	5	1		1			2	4	2						1		3	4	2				
E マタタビ-フジ群落	2		1	1					1	1									1	1	0				
F タマアジサイ群落	1					1												1	0	1	0				
G サワグルミ稚樹群落	7	2	4	1					4	2								1	4	3	0				
H ウリハダカエデ稚樹群落																									
Ha ブナ下位単位	7	5					1	1			2	1	4						2	5	0				
Hb イヌブナ下位単位	5	5										5							0	5	0				
<草本群落>																									
A ツリフネソウ-ミゾソバ群落																									
Aa 典型下位単位	6		1			4	1			1	4							1	0	2	4				
Ab ミゾホオズキ下位単位	7	3	1			2	1		1	3	3								1	3	3				
B タヌキラン群落	2					2					2								0	0	2				
C アズマナルコ群落	4					1	3			3	1								0	3	1				
D アカソ-ゴマナ群落																									
Da オオヨモギ下位単位	10	2	2			5	1	2	5	2							1		3	5	2				
Db 典型下位単位	6					6			2	2							2		2	2	2				
Dc アズマヤマアザミ下位単位	14	3				7	3	1	5	6	1						2		2	6	6				
E クロバナヒキオコシ群落	6	6									2		4						0	6	0				
F カメバヒキオコシ群落	2					1	1			1		1							1	0	1				
G ナルコスゲ群落	7						7	7											7	0	0				
H ウワバミソウ群落																									
Ha モミジガサ下位単位	16					3	11	2	3	3	2	1	1	1	3	2			7	7	2				
Hb ジョウシュウトリカブト下位単位	7						7	2			2	2		1					4	3	0				
I タマガワホトギス-ヤグルマソウ群落																									
Ia ダイモンジソウ下位単位	15						15				5	2	3	5					8	7	0				
Ib ウスヒメワラビ下位単位	3						3				2	1							2	1	0				
Ic リョウブ下位単位	5						5				3	2							3	2	0				
J ヒメノガリヤス群落	1					1					1								0	0	1				
K イワタバコ-フクロシダ群落																									
Ka イワイタチシダ下位単位	6						6	6											6	0	0				
Kb ダイモンジソウ下位単位	6						6	1			1	1	2	1					4	2	0				

非:堰堤非設置区間 堰:堰堤設置区間 破:堰堤破損区間

H：ウワバミソウ群落

ウワバミソウ、ときにコチャルメルソウが優占する群落である。すべての沢に現れ、露岩上か崩壊地（堆積面）に成立する。この群落は以下の2つの下位単位に区分された。モミジガサ下位単位は、モミジガサ、ウスゲタマブキなどによって識別され、崩壊地（堆積面）にも出現するものである。これに対し、ジョウシュウトリカブト下位単位は、ジョウシュウトリカブト、ダイモンジソウ、ミヤマカラマツなど、岸壁に着生する植物によって識別され、露岩上だけに分布していた。

I：タマガワホトトギス-ヤグルマソウ群落

この群落は、タマガワホトトギス、ヤグルマソウ、ヘビノネゴザなどによって特徴づけられる群落である。法師沢とムタコ沢の露岩が卓越する斜面に成立していた。この群落は種組成のまとまりがやや弱く、次の3つの下位単位に区分された。ダイモンジソウ下位単位は、ダイモンジソウ、ミヤマカラマツ、クロクモソウなどをもち、タマガワホトトギスに加えてウワバミソウが優占することもある。急傾斜で土壌が薄く陰湿な露岩地に成立していた。ウスヒメワラビ下位単位は、ウスヒメワラビをもつことで識別され、やや土壌が堆積した明るい場所に成立していた。イワハリガネワラビ下位単位は、イワハリガネワラビ、リョウブ、ヒメカンスゲなどにより識別され、乾燥した露岩地に成立していた。

J：ヒメノガリヤス群落

K：イワタバコ-フクロシダ群落

イワタバコ、フクロシダを特徴的にもつ岩上着生植物群落である。やや湿潤な場所ではイワタバコ、乾燥した場所ではフクロシダの優占度が高い傾向がある。この群落は、茂倉沢、法師沢、ムタコ沢の露岩や流路沿いの転石上に成立していた。イワイタチシダ、ヒメウツギなどによって識別されるイワイタチシダ下位単位は、やや乾いた岩壁に成立し、茂倉沢にのみ分布していた。ダイモンジソウ、ミヤマカラマツによって識別されるダイモンジソウ下位単位は、湿った岩壁に成立していた。

(2) 堰堤設置区間と堰堤非設置区間の比較

1) 河床勾配と溪畔地形の違い

法師沢において25点、ムタコ沢において36点、赤沢において27点、流路の曲点間の河床勾配を計測し、それぞれ堰堤設置区間と堰堤非設置区間で平均値を比較した（表6）。ただし、堰堤設置区間の平均値については、河床面の勾配の平均値であり、堰堤の落差は含まれない。いずれの沢においても、堰堤設置区間では河床勾配が半分程度に小さくなっていることがわかった。

堰堤設置区間と堰堤非設置区間でそれぞれ確認された1kmあたりの堆積地形の数を表7に示す。いずれの沢でも、堰堤設置区間では堰堤設置区間に比べて砂礫堆（裸地）、砂礫堆（植被あり）の数が多くなっていた。一方、堰堤非設置区間では赤沢を除いて高位段丘面が多く確認された。堰堤設置区間では、堆砂によって河床が上昇し、流路からの比高が小さい堆積面が増加していることが明らかである。沖積錐、崩壊地（堆積面）は両区間で同じ程度の数であった。

表6 堰堤設置区間と堰堤非設置区間の河床勾配
(/ 1000)

	茂倉沢	法師沢	ムタコ沢	赤沢
堰堤非設置区間	62.9	54.7	72.2	66.0
堰堤設置区間	45.7	32.0	39.3	37.8
堰堤破壊区間	46.8	—	—	—

表7 各調査区間で確認された地形単位の数
(1kmあたり)

	茂倉			法師			ムタコ			赤沢			平均		
	非	堰	破	非	堰	破	非	堰	破	非	堰	破	非	堰	破
砂礫堆(裸地)	7	12	22	17	18	9	25	18	26	13	20	22			
砂礫堆(植被あり)	3	9	5	7	25	0	25	0	0	2	15	5			
低位段丘面	7	6	9	0	0	9	0	9	18	6	6	9			
高位段丘面	12	0	0	7	0	16	4	21	18	14	5	0			
沖積錐	3	4	4	0	0	0	0	3	4	1	2	4			
崩壊地(堆積面)	1	3	1	0	0	3	0	6	4	2	2	1			

非: 堰堤非設置区間 堰: 堰堤設置区間 破: 堰堤破壊区間

2) 植物群落の出現傾向の違い

A. 茂倉沢の堰堤設置区間と非設置区間

堰堤の撤去がおこなわれた茂倉沢では、流域全体を通じて、高木群落ではケヤマハンノキ群落、ハルニレ群落、サワグルミ-トチノキ群落など、低木群落ではクマイチゴ群落、ケヤマハンノキ稚樹群落、フサザクラ稚樹群落、サワグルミ稚樹群落、草本群落ではツリフネソウ-ミゾソバ群落、タヌキラン群落、アズマナルコ群落、アカソ-ゴマナ群落、ナルコスゲ群落、ウワバミソウ群落、タマガワホトトギス-ヤグルマソウ群落、イワタバコ-フクロシダ群落などが主要な植物群落であった。

このうち堰堤設置区間にあたる調査区間中流部では、堰堤による堆砂が顕著で、砂礫堆と低位段丘面が発達していた。ここでは堰堤上流側の低位段丘面に、ケヤマハンノキ群落やサワグルミ-トチノキ群落（典型下位単位）が、砂礫堆にはアカソ-ゴマナ群落、ツリフネソウ-ミゾソバ群落が成立していた。また、崩壊地（堆積面）の面積が広く、そこにはアカソ-ゴマナ群落、アズマナルコ群落などが特徴的に成立していた。一方、堰堤非設置区間にあたる調査区間の最下流部と最上流部では、溪畔地形としては高位段丘面や露岩谷壁が目立つ。また、斜面から崩落した転石が多い。高位段丘面にはサワグルミ-トチノキ群落（アサノハカエデ下位単位）が、流水辺の岩隙にはナルコスゲ群落、転石にはイワタバコ-フクロシダ群落が、それぞれ特徴的に成立していた。

堰堤設置区間に成立していた高木群落は、陽地生の先駆樹種であるケヤマハンノキが優占していたり、サワグルミ-トチノキ群落でも溪畔林の構成要素を欠くタイプであった。このことは、堰堤設置による堆砂により谷底が埋積したことで、広い河床が形成され、明るい環境下で樹林が発達してきたことを示している。また、高茎草本群落であるアカソ-ゴマナ群落や、明るい湿生立地の先駆草本群落であるツリフネソウ-ミゾソバ群落、アズマナルコ群落が多く出現することも、林冠を欠く明るい立地が多いことを指標している。これらの草本群落は湿潤な崩壊地に成立することが多いが、斜面の崩壊が堰堤設置の影響で誘発されたかどうかは明らかでない。

堰堤非設置区間にのみ出現したナルコスゲ群落は、頻繁に冠水する流水辺の岩上に形成される群落である。堆砂が進んで流水辺の岩場が埋没し、流水が伏流するようになると、周期的に冠水する立地が失われるため、この群落は消失すると考えられる。また、イワタバコ-フクロシダ群落は、陰湿な露岩に着生する群落であるので、堆砂による埋没で谷沿いの樹木が枯死し、谷底や谷壁斜面への日当たりがよくなると衰退すると推定される。こうした群落は、堰堤のない区間の溪流環境に依存するので、茂倉沢における溪流環境復元の指標となる。

B. 茂倉沢の堰堤設置区間と比較対象流域の堰堤非設置区間

法師沢はV字型の溪谷で、堰堤非設置区間では低位段丘面がほとんど発達していない。調査対象の範囲には高木群落はほとんど成立せず、低木群落もウリハダカエデ稚樹群落のみみられる程度であった。草本群落では、露岩谷壁に成立するウワバミソウ群落やタマガワホトトギス-ヤグルマソウ群落が主要な群落であった。堰堤設置区間には、堰堤直上の砂礫堆にクロバナヒキオコシ群落、堰堤から60~220m上流の林冠の閉じた砂礫堆にウリハダカエデ稚樹群落（イヌブナ下位単位）が出現した。堰堤非設置区間に特徴的に出現するものはなかった。

ムタコ沢は全体的に谷幅は狭いが、低位段丘面や高位段丘面も発達している。高木群落では段丘面上のテツカエデ群落、低木群落ではタニウツギ群落とウリハダカエデ稚樹群落、草本群落ではクロバナヒキオコシ群落、タマガワホトトギス-ヤグルマソウ群落、イワタバコ-フクロシダ群落が主要な構成要素であった。堰堤設置区間では林冠の閉じた暗い砂礫堆に成立するウリハダカエデ稚樹群落（ブナ下位単位）、堰堤直上の明るい砂礫堆に成立するクロバナヒキオコシ群落が特徴的に出現した。堰堤非設置区間に特徴的に出現したのは、低位段丘面や高位段丘面上の高木林であるテツカエデ群落のみであった。

赤沢は谷幅が広く、段丘がよく発達している。高木群落ではサワグルミ-トチノキ群落、オニグルミ-ケヤキ群落がよく発達するが、低木群落は少なかった。草本群落ではアカソ-ゴマナ群落、ウワバミソウ

群落が必要な構成要素であった。アカソ-ゴマナ群落の3つの下位単位は、堰堤非設置区間のみ分布していた。

4つの沢のうち、谷幅が広い赤沢では、出現する群落の構成が茂倉沢と類似していた。また、谷幅が狭い法師沢とムタコ沢では、堰堤設置区間にウリハダカエデ稚樹群落と、クロバナヒキオコシ群落が偏って出現していた。

しかしながら、堰堤非設置区間のみ分布する群落は、特定の流域でのみ確認されたものが多かった。たとえば、オニグルミ-ケヤキ群落は赤沢のみ、テツカエデ群落はムタコ沢のみ、ナルコスゲ群落・イワタバコ-フクロシダ群落（イワイタチシダ下位単位）は茂倉沢のみに出現していた。したがって、復元指標とする堰堤非設置区間で特徴的に出現する群落は、流域ごとに異なることを留意する必要がある。

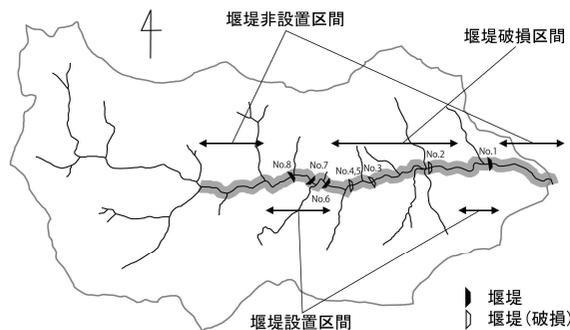


図2 茂倉沢の各調査区間の位置関係

(3) 堰堤設置区間と堰堤破損区間の比較

1) 河床勾配と溪畔地形

茂倉沢の堰堤破損区間について、堰堤設置区間との違いを比較した。破損堰堤（No.2堰堤）付近について、河床勾配計測から描画した河床縦断面と確認された溪畔地形を図3に示す。堰堤が破損したことにより、上流側に滞留していた土砂が下流に流出し、河床の連続性が回復されつつあることがわかる。破損堰堤の付近で確認された主な地形は、砂礫堆（裸地）と低位段丘面であった。

2) 植物群落の出現傾向の違い

茂倉沢の堰堤破損区間と堰堤非設置区間の植物群落を比較すると、堰堤破損区間では土砂流出によって河床勾配の連続性が戻りつつあるが、高位段丘面は形成されていなかった。山地斜面際に残存している堰堤堆砂面には、堰堤設置区間と同じくケヤマハンノキ群落（高木）などが成立していたが、土砂が流出した後の砂礫堆には、フサザクラ群落、アカソ-ゴマナ群落、ツリフネソウ-ミゾソバ群落などの先駆的な群落のみが成立していた。いずれの群落も堰堤設置区間と共通するもので、堰堤破損区間に特徴的に出現する群落ではなかった。堰堤破損区間だけに出現する群落にはタヌキラン群落があるが、これは洪水攪乱の影響をほとんど受けない崩壊地（削剥面）に成立するものであるため、堰堤破損の影響とは考えられない。堰堤破損による土砂流出は、まだ植物群落の構成に影響を与えるほどの地形変化には至っていないと判断できる。

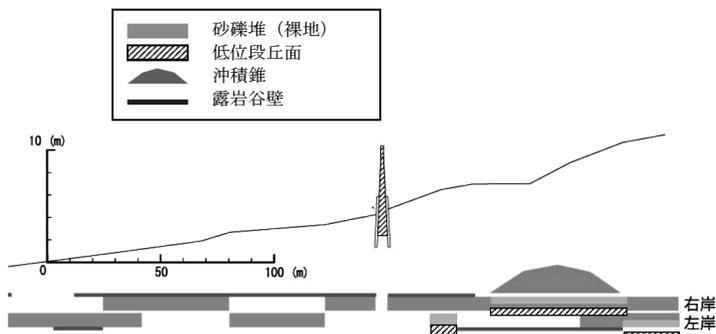


図3 破損堰堤（No.2堰堤）付近の河床縦断面と溪畔地形

関東森林管理局ほか（2010）をもとに作成

上側のベルトは右岸、下側のベルトは左岸で確認された地形を示す

5. 考察

砂防堰堤が設置された区間では、堆砂により河床勾配が緩やかになるとともに、洪水段丘が埋没して平坦な広い河床となっていた。そのため、流路からの比高が大きい高位段丘面が少なくなり、法師沢やムタコ沢のように谷幅が狭い沢では、低位段丘面も消失していた。このような場所では、定期的に冠水する露岩上に成立するナルコスゲ群落、水衝部の岩壁に成立するイワタバコ・フクロシダ群落など、溪流の攪乱作用と関連した立地に成立する群落がみられなくなっていると考えられる。以上のような、本来の溪流環境が維持された区間のみ出現する植物群落は、溪流環境復元の指標群落として有効であると考えられた。

部分撤去されたNo.2堰堤は既に底部の一部が破損して土砂が流出していたが、中央部が完全に撤去されたことで、これまで以上に貯留されていた土砂の移動が促進され、出水後の地形変化が大きくなることが予想される。その影響はNo.2堰堤の周辺にとどまらず、流域全体に波及すると考えられる。溪畔域の生態系では、陸域と水域の相互作用や上流と下流の連続性が重要な機能である(中村 1995、崎尾・鈴木 1997)。したがって、堰堤撤去の影響を評価するためのモニタリングにあたっては、堰堤周辺だけでなく、流域全体にわたってこのような機能が再生されていくかどうかを観察していくことが重要であろう。

調査結果からわかるように、溪畔域では洪水攪乱で形成された立地環境の違いに応じて、多様な植物群落が成立している。このことは、土砂移動にともなう溪畔地形の形成・消失や、立地の安定性の変化は、植物群落の分布に直接的な影響を及ぼすことを示しており、植物群落の分布パターンは、溪流の攪乱環境を指標するといえる。堰堤撤去の影響で流域を通じた溪畔地形の分布パターンが変化すれば、植物群落の分布もそれにあわせて変化するであろう。このような流域スケールの空間的变化は、特定の測定地点の追跡調査だけでは把握できないため、以下のようなモニタリングをおこなうことが望まれる。

①流域を通じた溪畔地形の分布と形状

本調査で作成された溪畔地形の分布図を基図とし、撤去後の土砂移動の変化にともなう、植物群落の生育立地としての溪畔地形の分布と形状がどのように変化していくかを追跡する。経年的な横断測量や、それに基づく土砂の浸食・堆積量の推定結果と照合することによって、土砂移動と地形形成の関係を詳しく知ることができるであろう。

②溪流環境の指標となる植物群落の分布

植物群落とその生育立地との関係から、出現頻度が高いいくつかの植物群落は、溪流環境の指標として用いることができる。これらの群落の出現地点を把握することで、溪流環境の概要を把握することができる。重倉沢においては、次のような群落が環境指標性が高いと考えられる。

自然性の高い溪流環境を指標する群落：

サワグルミ・トチノキ群落(アサノハカエダ下位単位)、ナルコスゲ群落、イワタバコ・フクロシダ群落

数年周期の土砂移動を指標する群落：

フサザクラ稚樹群落(オノエヤナギ下位単位)、クマイチゴ群落

向陽地の不安定立地を指標する群落：

ツリフネソウ・ミゾソバ群落(ミゾホオズキ下位単位)、アカソ・ゴマナ群落(アズマヤマアザミ下位単位)、アズマナルコ群落、フキ群落

現在、河床に砂礫の堆積がない本来の溪流環境がみられるのは、調査区間の最下流部(赤谷川合流点から約250mまで)と最上流部(No.8堰堤から250m以上)のみで、このような状態が最終的な復元目標となる。しかし、堰堤撤去後は下流部で土砂の堆積量が増加し、一時的には溪流環境が悪化する可能性も十分にあるので、堰堤撤去による溪流環境復元の効果を判断するには、相当の長期的なモニタリングが必要であると考えられる。

謝辞

本研究を行うにあたって、日本自然保護協会の藤田卓氏には資料の収集、現地に関する情報提供など、さまざまなご助力をいただいた。関東森林管理局には測量調査結果などの資料をご提供いただき、同局赤谷森林環境保全ふれあいセンターの貝沼氏、藤代氏には、現地調査に厚く便宜を図っていただいた。AKAYAプロジェクト総合事務局・地域協議会・サポーターの皆様には、「いきもの村」の施設や備品の使用、現地に関する有用な情報をご提供いただいた。ここに記してお礼申し上げます。

引用文献

- 福嶋司編. 2005. 植生管理学. 朝倉書店: pp.208-210.
- 関東森林管理局・応用地質株式会社. 2010. 平成21年度 新治地区茂倉沢治山事業施設整備計画調査報告書.
- 関東森林管理局・(財) 林業土木コンサルタンツ. 2007. 平成19年度 新治地区茂倉沢治山事業施設整備計画調査 調査報告書.
- 中村太士. 1995. 河畔域における森林と河川の相互作用. 日本生態学会誌, 45: 295-300.
- 崎尾均・鈴木和次郎. 1997. 水辺の森林植生(溪畔林・河畔林) の現状・構造・機能および砂防工事による影響. 砂防学会誌, 49: 40-48.
- 梅原徹. 1996. 河川の植物. (「河川環境と水辺植物」 奥田重俊・佐々木寧編) ソフトサイエンス社: pp.24-39.

One of the check dams was removed from the Shigekura-sawa, the tributary stream of the Akaya River, for the restoration of riparian ecosystem. This study aimed to develop the methods to monitor and estimate the recovery of riparian vegetation after the check dam removal. Additional three tributary streams were selected in the drainage basin of the Akaya River to compare with the Shigekura-sawa. We surveyed river-bed gradient, distribution of riparian topographies, and distribution of plant communities in each stream. The surveyed streams were divided into below three types of reaches; reaches with check dams, reaches without check dams, and reaches with broken check dams. Each plant community in the streams was established on the particular riparian topography indicating particular disturbance pattern of the ground surface. In the reaches with check dams, the V-shaped river-bed had been buried by alluvial deposits and had changed to the flat and wide river-bed. Pioneer shrub and herbaceous plant communities were dominant in those areas reflecting sunny and unstable site condition. On the other hand, habitats of typical riparian communities were disappeared by burial. The plant communities which appeared in the reaches without check dams were able to be used as the indicator community to estimate recovery of riparian environment. Appearance of indicator communities could not be estimated by the monitoring of permanent plots. It is necessary to monitor the distribution patterns of riparian topography and plant communities in the whole reach where the check dam was removed, comparing with the reaches without check dams.

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⁾

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

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。2009年10月に、山梨県に接する長野県伊那市長谷の北沢峠 (2,030m) 周辺の亜高山帯下部の常緑針葉樹林で成獣4頭 (オス3頭、メス1頭) を捕獲し、GPS首輪式発信器を装着し放獣した。4個体は全く異なる移動パターンを示し、メス個体を含む2頭は伊那市長谷、1頭は北杜市武川、1頭は野呂川広河原に移動して越冬した。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。

1. 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発信器を用いた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実施した。

2. 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)。

捕獲作業は、山梨県境に近い、長野県伊那市長谷の北沢峠 (2,030m) 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。

捕獲作業はエアース式麻酔銃 (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500g、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。

1) 信州大学農学部動物生態学研究室 (長野県上伊那郡南箕輪村8304)

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。

3. 結果と考察

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。いずれの個体とも、推定年齢3才以上の成獣個体である。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) の合計5個体の確認位置と移動経路を図4に示した。

図5~8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。

表 捕獲記録

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	20090928	北沢峠	female	52	775	149.19065	3才以上		
2	20091003	北沢峠	male	95	890	149.35072	7-8才	4尖	大型個体
3	20091010	大平	male	75	810	148.06034	5才	4尖	爪すり減り
3	20091011	大平	male	66	820	149.28091	5才	4尖	夏毛

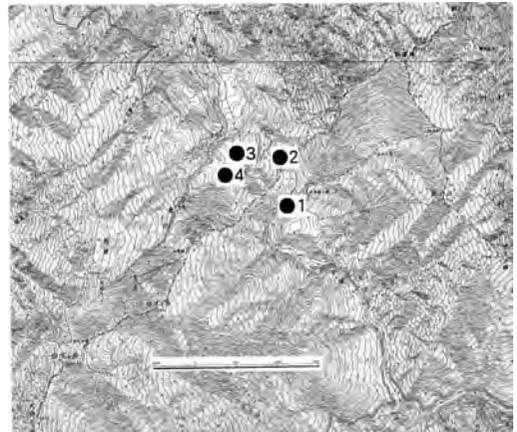


図2 捕獲地点



図1 調査地



図3 調査地の植生

詳細は後述するが、夏期の行動への移動は、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、高密度の地域から、より採食条件の良い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 T. *et.al.* 2010) や、本調査結果からも明らかなように、捕獲庄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1,800m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

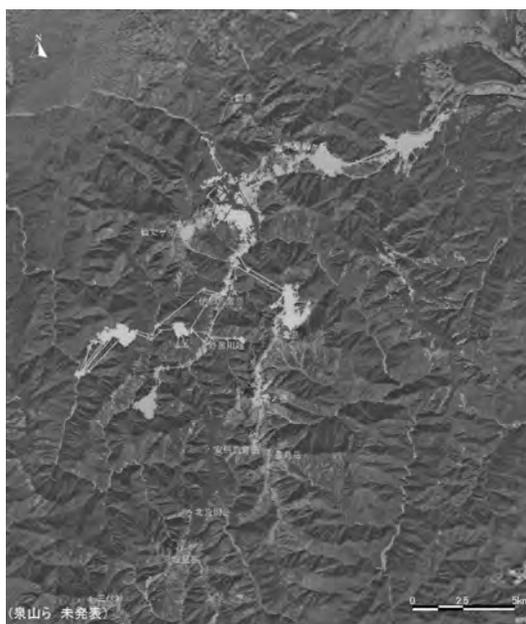


図4 各個体の定位位置

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。

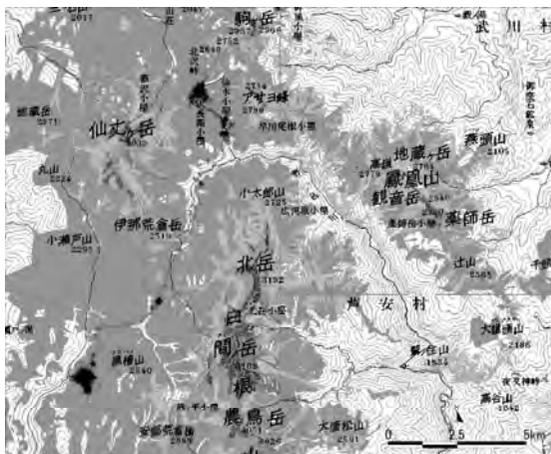


図5 個体1の定位位置

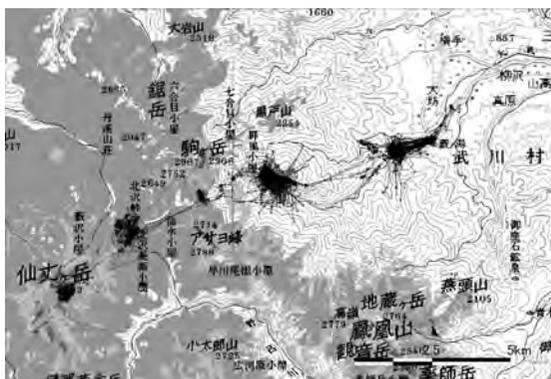


図6 個体2の定位位置

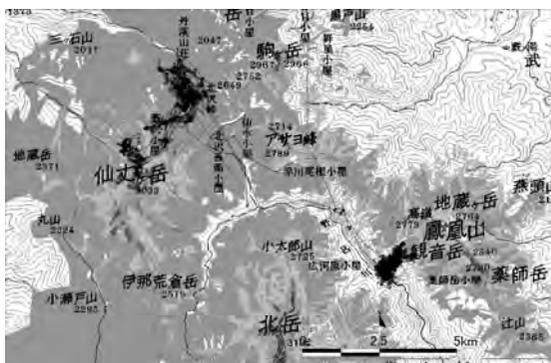


図7 個体3の定位位置

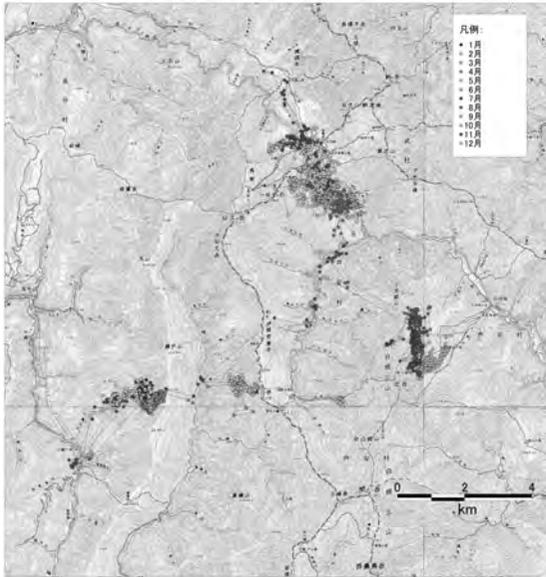


図8 個体4の定位位置

林道のり面の利用

捕獲作業を実施し、放獣の後10月から11月にかけて、個体は野呂川支流の北沢から野呂川本流広河原までの、南アルプス林道沿いを利用していた。南アルプス林道は開設後30年を経過し、林道沿いのり面の外來牧草類による緑化工事が進行している。個体の確認位置は、林道のり面に集中し、林道のり面のイネ科牧草類やクローバ類など（畠山 1979）利用していたと考えられる。

10月に入り、亜高山帯上部より上部では草本類は枯死し、降雪も重なり、ニホンジカは下部へ向けての秋期の移動が引き起こされると考えられる（泉山・望月 2008）。しかし北沢峠（2,030m）を越える南アルプス林道周辺、藪沢源流の治山事業によって造られたり面には冬期にもすぐには枯れないイネ科牧草類やクローバ類などの採食物があり、ニホンジカにとって絶好の採食場所を提供していたと考えられる。

このように、南アルプス林道の林道のり面緑化の進行が、ニホンジカの環境利用に深く関わっていることがわかった。林道開設前の、もとの自然植生にはなかった栄養価の高い、飼料として利用される牧草類の利用は、野生のニホンジカの採食条件を著し

く改善していると考えられた。

南アルプス林道は、夏期の利用環境と越冬地間の移動ルートになっていることに加え、夏期の生息地から越冬地までの移動の中継地になっていた。南アルプス林道の緑化の進行は、ニホンジカの行動に深く関わっていることがわかった。

越冬地への移動と環境利用

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。また、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ない個体がほとんどであった。

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を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。

春期の高山への垂直移動

個体2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17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。

高山環境の利用

図9には、夏期における北岳高山帯周辺での、個体4♂の定位位置と生息環境を示した。ニホンジカによる稀少な高山植物群落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、9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、おおよそ2,400mから2,700mの標高帯を利用していった。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-ミヤマキンポウゲ群団）、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2,866mであった。南アルプス主稜線では、おおよそ2,600m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、今後拡大して

ゆく可能性がある。

10月に入って、夏期の利用環境からの移動も長大であり、北沢峠でGPS発信器を回収した。6月の移動が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。

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。この結果、少数個体の存在であっても、植物群落に著しい採食圧を与えることになる。

夏期の行動圏への移動は、より採食条件が良好な地域への移動の結果引き起こされると考えられた。シカの生息密度が高く採食条件が悪化した地域から、生息密度が低く採食圧が軽微である地域への移動である。メスは出産・育児のために、オスはより体格が大きくなるために、採食条件が良好な場所を絶えず求めて移動を繰り返した結果、亜高山帯上部への進出が生じたと考えられる。メスは出産・育児を行い、仔ジカが長期の移動が可能になるように成長するためには、160~170日が必要である。シカが高密度で生息するようになった南アルプス山麓から、高山へ向かうように分布拡大の圧力が生じたものと考えられる。

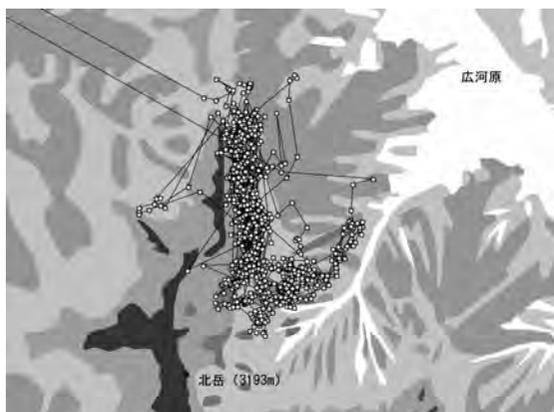


図9 個体4の夏期の定位位置



写真1 調査地の景観

引用文献

- Albon S.D. and R.Langvatn. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. Copenhagen. 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: pp.109.
- 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: pp.101.
- 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): pp.91.
- 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 Hjelijord,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 (4): 411-430.
- Izumiyama,S., Takashi Mochizuki and Toshiaki Shiraishi. 2003. Troop size, home range area and seasonal range use of the Japanese macaque in the Northern Japan Alps. Ecological Research, 18(5):465-474.
- Izumiyama,S. and T.Shiraishi. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. Mammal Study, 29(1): 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., K.Takeda, S. Izumiyama and K. Ohshima. 2010. The effect of hunting on the behavior and habitat utilization of sika deer. Mammal Study, 35 (4): 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: pp.98.
- 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: pp.89.
- 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 (2): 51-62.
- Rice, C. G. 2008. Seasonal Altitudinal Movement of Mountain Goats. J. Wildl. Manage., 72(8): 1706-1716.
- Russel, C.D. 1932. Seasonal migration of mule deer., Ecol.Mono., 11 (1): 1-46.
- Sakuragi M.,H.Igota, H.Uno, K.Kaji, M. Kaneko, R.Akamatsu and K.Maekawa. 2004. Female sika deer fidelity to migration route and seasonal ranges in eastern Hokkaido, Japan. Mamml Study, Vol.29, (2): 113-118.
- Takatsuki,S., K.Suzuki and H.Higashi. 2000. Seasonal elevational movements of sika deer on Mt.Goyo, northern Japan. Mamml Study, Vol.25, (2): 107-114.
- Verme, L.J. 1973. Movements of white-tailed deer in Upper Michigan., J. Wildl. Manage., 37(4): 345-352.
- 山中二男. 1979. 日本の森林植生. 築地書館. 東京.

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 (2,030m) in Hase, Ina city (Nagano Prefecture) which will touch Yamanashi Prefecture in October, 2009. Four adults deers (3-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 Mibukawa valley, one deer moved to Mukawa, Hokuto city, one deer moved to the Noro river Hirokawara field, 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.



写真2 個体1メス



写真3 個体2オス



写真4 個体3オス①



写真5 個体3オス②



写真6 個体4オス

奄美群島における絶滅危惧植物の生育地調査と保全遺伝学的研究

奄美希少生物調査隊

宮本 旬子¹⁾・前田 芳之¹⁾・尾崎 煙雄²⁾・盛口 満³⁾・亀之園 春菜¹⁾

Field survey and conservation genetic research of endangered plants in Amami Islands

Research Group for Endangered Wildlife of Amami

Junko Miyamoto, Yoshiyuki Maeda, Kemrio Ozaki, Mitsuru Moriguchi and Haruna Kamenosono

奄美群島に分布する希少植物の分布調査と遺伝的な変異の解析をおこなった。目的は、奄美群島の野生生物の現状を記録し、保護のための基礎情報を蓄積することである。調査対象は、ウマノスズクサ科カンアオイ属、ユリ科ユリ属、リンドウ科センブリ属、イワウメ科イワウチワ属、ゴマノハグサ科スズカケソウ属とした。奄美大島、加計呂麻島、請島、与路島、および徳之島において、2009年11月、2010年4月、6～7月に現地調査を実施した。生育位置、数、環境を記録し、GISによる分布図を作成した。一部の個体から葉片を採取し、DNAレベルの変異があるのかを調べ、遺伝的多様性を検討した。また、調査対象植物のうち、鹿児島県天然記念物で絶滅危惧種でもあるウケユリを中心に、周囲の森の生物を紹介したパンフレット、『ウケユリたんけんたい』を作成した。自治体や博物館施設などに提供するほか、メンバーが関係する教育機関で利用する。成果は論文として公表予定である。

1. はじめに

南西諸島中部に点在する奄美群島には、大陸からの生物種の侵入と隔離による種形成がくりかえされた地史的経緯を背景に、地域固有で希少な植物が数多く分布する(堀田 2001)。『鹿児島県の絶滅のおそれのある野生動植物 植物編』(2003)によれば、奄美群島の絶滅危惧植物は約180種にのぼる。また、奄美大島には25種類、徳之島にも7種類の固有植物がある。それに加えて、奄美群島の二島以上に共通する固有植物は11種類あるとされている(大野 1996、田畑 1996、川窪・田川 1989)。その多くが南西諸島最大級の森林地帯に生育し、同時にこの森林は他の多くの希少生物の生息地ともなっている(写真1)。しかし、その森林の広大さと毒蛇のハブの存在ゆえに未だに踏査が行き届かず、分布や生育

状況の詳細が不明な希少植物が多いため、具体的な保全対策に着手しにくい状態が続いていた。

本研究では、現状が十分に明らかになっていない奄美群島の絶滅危惧植物等の状況を調査記録することを目的として、次のような事柄を実施した。(1) 自生地の位置を特定し、生育状況や周辺環境を調査した。(2) 地理情報システム(GIS)により分布図を作成した。(3) 一部の個体について遺伝的多様性を解析した。(4) 奄美群島の森林に生息する希少生物を紹介するパンフレットを作成した。

2. 目的

本研究のメンバーは、これまでに奄美群島に自生する希少植物についての情報を蓄積してきた。現在までに収集した文献や標本、および聞き取り情報な

1) 鹿児島大学大学院理工学研究所 (鹿児島県鹿児島市) 2) 千葉県立中央博物館 (千葉県千葉市)
3) 沖縄大学人文学部 (沖縄県那覇市)

どに基づいて、幾つかの現状不明な分類群が分布する可能性のある地域を網羅的に踏査し、分布地点を確認し、生育状況の調査を行い、一部の個体群については遺伝的多様性を解析し、対象種の保全対策の基礎情報を得ることを第一の目的とした。さらに、奄美の森林に生息する希少生物について、図を多用してわかりやすく紹介するパンフレットを作成し、教育普及活動を通して希少生物への一般の関心を高めることを第二の目的とした。

3. 方法

調査対象地域は、奄美群島の奄美大島、加計呂麻島、請島、与路島、および徳之島とした。行政区としては、鹿児島県奄美市、大島郡大和村、宇検村、瀬戸内町、龍郷町、徳之島町、天城町、伊仙町に相当する。調査対象分類群は、ウマノスズクサ科カンアオイ属 *Asarum* (Aristolochiaceae)、ユリ科ユリ属 *Lilium* (Liliaceae)、リンドウ科センブリ属 *Swertia* (Gentianaceae)、イワウメ科イワウチワ属 *Shortia* (Diapensiaceae)、ゴマノハグサ科 (またはオオバコ科) スズカケソウ属 *Veronicastrum* (Scrophulariaceae or Plantaginaceae) とした。これらは、山野草や薬草として採取される恐れがあったり、野性化したヤギなどの動物による食害が起こったりして、近年、特に、自生地や個体数の減少が憂慮されている植物である。

文献情報およびメンバーがこれまでに収集した情報や経験に基づいて、自生の可能性がある地域をしぼりこみ、2009年11月から2010年7月にかけて集中的に踏査した。自生集団を確認した場合は、測位システム (GPS) により生育位置を記録し、個体数、周辺植生などの生育環境を調査した。そして、生育位置データに基づいて、GISを用いて分布図を作成した。ただし、盗掘などへの利用を防止する観点から、詳細な分布情報については、一般向けには非公開とした。調査対象植物のうち、もともと保護対象でない個体群や、申請により公的な許可が得られた個体群から、栄養器官の一部を採取し、遺伝的な変異の解析に供した。具体的には、数センチメートル四方の葉片を切り取り、漂白剤を含む溶液で表面の

汚れや菌などを除去し、シリカゲルを用いて急速乾燥した後、鹿児島大学内の実験室に持ち帰った。試薬キットを用いて全ゲノムDNAを抽出し、PCR法により特定の領域を増幅し、遺伝的変異を調べた (Arzate-Fernandez *et al.* 2005, Hayashi & Kawano 2000, Haruki *et al.* 1997, Horning *et al.* 2003, Joshi & Dhawan 2007, Nishiakwa *et al.* 1999, Ronsted *et al.* 2005, Zhang *et al.* 2007, 阿倍・田村 1955)。調査対象植物については、過去にDNAレベルの研究例が少ないため、十分に実験条件が確立されていなかった。そこで、変異の解析方法としては、まず、簡便で汎用性が高い Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) 法を用いた。近縁種において、特定のDNA断片を増幅するためのプライマーに関する情報が得られていて、ほぼ実験条件が確立している場合には、いわゆるマイクロサテライト領域の多型を調べる Simple Sequence Repeat (SSR) 法、および *rbcL* など葉緑体内遺伝子の塩基配列比較法を用いた。また、ITS など核内遺伝子間領域の塩基配列比較法により、自生個体と、九州本土の近縁分類群や栽培品との系統的差異を検討した。なお、現地調査中に、その他の絶滅危惧植物や地域固有性が高い生物が見つかった場合は、可能な限り位置情報を記録し、写真撮影を行うようにこころがけた。それらの画像を利用して、調査対象地域の生物を紹介するパンフレットを作成した。



写真1 奄美大島湯湾岳から見る常緑広葉樹林

4. 結果と考察

2009年11月に奄美大島およびその周辺島、2010年4月に徳之島、2010年6～7月に奄美大島で現地調査を行った。研究期間内の調査対象植物種としては、カンアオイ属 *Asarum* 9種、ユリ科ウケユリ *Lilium alexandrae* hort. ex. Wall.、リンドウ科ヘツカリンドウ *Swertia tashiroi* (Maxim.) Makino、イワウメ科アマミイワウチワ *Shortia rotundifolia* Makino f. *amamiana* (Ohwi) Yamazaki、ゴマノハグサ科リュウキュウスズカケ *Veronicastrum liukiense* (Ohwi) Yamazaki を選んだ。

南西諸島のカンアオイ属植物(写真2)には地域固有性の高い種が多い。しかし、古くから園芸用や薬用として採取されてきたために激減し、絶滅危惧種等に指定されている分類群が大半である。奄美大島、加計呂麻島、請島にはフジノカンアオイ *A. fudsinoi* Ito、オオバカンアオイ *A. lutchuense* T. Ito ex Koidz.、ミヤビカンアオイ *A. celsum* F. Maek. ex Hatus.、グスクカンアオイ *A. gusk* Yamahata、トリガミネカンアオイ *A. pellucidum* Hatus. et Yamahata、カケロマカンアオイ *A. trinacriforme* (F. Maek.) Yamahata の6種が分布しているとされている。徳之島にはハツシマカンアオイ *A. hatsusimae* F. Maek.、トクノシマカンアオイ *A. simile* (F. Maek.) Hatus. オオバカンアオイ *A. lutchuense*、タニムラカンアオイ *A. leucosepalum* Hatus. ex Yamahata の分布が記録されている (Hatusima & Yamahata 1988, Sugawara 1988, 菅原 1989a, 1989b, 1989c, 1990, 堀田等 2005)。本研究においては、このうちのタニムラカンアオイを除く



写真2 ハツシマカンアオイ (撮影地：徳之島)

8種類についての自生地を確認し、分布地図を作成した (Maeda 投稿中)。フジノカンアオイを中心に、保護対象となっていない集団のおよそ400個体から、遺伝的変異を解析するための試料を採取した。現在、実験条件の確立を試みているところである。

ウケユリは奄美群島固有のユリ科の多年草である。初夏に、芳香がある白色の花をつける。かつては奄美群島内に群生していて、欧米に輸出され、園芸用のユリの品種改良に利用されたこともある (清水 1987)。しかし、周辺環境の変化、人為的採集、動物による食害などによって、生育地も生育数ともに減少し、現在、環境省のカテゴリーでは絶滅危惧IA類に指定されている。2007年には鹿児島県の天然記念物に指定され、特に請島の自生地では、動物の食害を防ぐために網で囲い、保護管理が行われている。本研究の主要メンバーは2007～2008年に生育地域を網羅的に踏査し、18箇所374個体の自生を確認し、論文として公表した (Maeda et al. 2009)。従来文献では、奄美大島、与路島、請島に生育するとされていた (初島 2004, 林 1983)。しかし、2008年の調査により、加計呂麻島と徳之島の自生地が新たに確認された。しかし与路島での生育は確認できなかった。本研究期間中に奄美大島と加計呂麻島でさらに1箇所の自生地が確認できた。行政区としては、鹿児島県の奄美市、大和村、瀬戸内町、徳之島町に自生していることになる。生育場所は各島内の山中に屹立する砂岩やチャートの露岩上であった。ウケユリが生育していた露岩の高さは4～24メートルで、壁面の斜度は50～100°であった。周辺はシイ類やカシ類を優占種とする常緑広葉樹の二次林であった (田川 1999, 田川等 1989)。ただし、生育箇所は岩壁の中部や上部で、樹木による被覆が無く、適度な日照と風通しに恵まれ、水はけが良い場所であった (写真3)。そのような場所には食害する動物も人の手も届かないために残存していたと思われる。集団構成数は2～63個体で、いずれの集団にも開花していたり結実していたりする株が含まれていた。ほぼ垂直な壁面の凹みや割れ目に球根が入り込み、茎高が1メートル近くまで成長している大株もあった。しかし、実生と思われる小型の植物

体が見られたのは4集団だけで、世代の継続性が確保されているかどうかは疑わしい。自生集団の112個体について、遺伝的変異をSSR法、ISSR法を用いて解析した結果、1集団を構成する個体数が15以下の場合には遺伝的多様性が著しく低いことが明らかになった。多様性が低い集団は全体の半数を超えていた。なお、ウケユリとして市販されている栽培品と自生個体の間において、rDNA介在配列であるITS領域の塩基配列に若干の相違点があることが明らかになった (Miyamoto *et al.* 投稿準備中)。

ヘツカリンドウは越年生の草本である。通常は、数年間成長した後に開花して枯死するが、根出葉が翌年まで残って、葉が成長し、また開花することもある。例年、奄美群島では9～11月頃、九州本土南部では12月頃に開花する。花は緑色から帯紫色で、花弁中央部に蜜腺がある(写真4)。奄美群島内では、奄美市、瀬戸内町、徳之島町、天城町の山中の尾根筋、露岩上、低地や海岸付近の草地などに生育地が点在していた。本種は、環境省の絶滅危惧植物リストには掲載されていないが、鹿児島県のカテゴリでは「準危惧」の扱いになっている。分類学的には九州本土の集団と奄美群島の集団は同種であり、鹿児島県の大隅半島が種としての分布の北限とされている。しかし、九州本土と島嶼、あるいは山地集団と低地集団の間で、形態的な種内変異が見られた。本研究では、奄美群島内9箇所51個体の遺伝的変異を、ISSR法と葉緑体内の遺伝子の塩基配列比較によって解析した。さらに、大隅半島南部に自生する個体と比較した。その結果、大隅半島産の個体と奄美群島の個体間で遺伝的な相違点があることが明らかになった。さらに、奄美大島の北部低地の集団と、奄美大島中南部以南から徳之島にかけての山中に生育する集団の間に遺伝的な相違点があることが明らかになり、奄美群島内でも若干の遺伝的分化が起こっている可能性が示唆された(Miyamoto *et al.* 投稿準備中)。南西諸島に分布する本種とその近縁種群の分類体系については幾つか説がある (Toyokuni & Yamazaki 1993)。しかしながら、このような遺伝的な相違点と、外部形態上の変異との相関が明瞭でなく、分類学的再検討には至らず、島ご

との固有性には乏しいという結果になった。道路沿いの草地などにある集団は、伐採や道路整備工事の影響を受けやすく、急激に集団が小さくなったり、一気に消滅したりすることがあり、過去の文献や標本の情報と現状を比較すると、全体として生育数の減少が進んでいる様子がうかがえる。

アマミイワウチワは常緑の多年生草本である。西表島や台湾に分布するシマイワウチワ *Shortia rotundifolia* Makinoと同種とされることもある。奄美大島では、溪流沿いの崖地や山中の岩上など、年間を通じて水分が豊富で空中湿度も高く、夏期には林外よりも気温が低い場所に生育している。4～5月頃に白色の花をつける。花に仮雄蕊が無いことから、本州に生



写真3 ウケユリの咲く岩壁 (撮影地：奄美大島)



写真4 ヘツカリンドウ (撮影地：請島)

育するイワウチワ *Shortia uniflora* (Maxim.) Maxim. とは別種とされている (Romblom & Anderberg 2002、Scott & Day 1983、山崎 1968、1990)。本研究の期間中に、奄美大島南部で4箇所 の自生地を確認した。このうちの2集団は山中に点在する露岩の下部にあり、1集団あたりの構成個体数が数百レベルであった。夏期には結実している個体が観察されていることから、種子による有性繁殖をしていると推定されるが、走出枝による栄養繁殖も高頻度で行っていることがわかった。そのほかに、2箇所の溪流沿いの崖地において小集団が確認された。当初、ISSR法によって遺伝的な変異の検出を試みたが、明瞭な結果が得られなかった。そこで、京都大学において開発されたプライマーを分与いただき、SSR法による解析を試みた (Dan *et al.* 2008)。現在も解析を継続中であり、最終的な結論は得られていないが、集団全体としては遺伝的変異を包含していることが明らかになってきた。しかし、栄養繁殖個体はすべて遺伝的には同一である。集団としては構成個体数が数百あっても、遺伝型としてはそれよりはるかに少ない数しか含んでいないという可能性がある。自生地では園芸用と思われる採取の痕跡がしばしば確認されている。また、溪流沿いの崖地に生育している場合は、大雨による増水や土砂崩れなどによって、自生地が損なわれる危険がある。

リュウキュウスズカケは常緑の蔓性草本である。5~7月に紫色の穂状の花をつける。環境省のカテゴリーでは絶滅危惧IA類に指定されている。南西諸島の固有種で、奄美大島、喜界島、沖縄本島に分布するとされている。しかし、現在、自生が確認できている地域は奄美大島だけである。本研究のメンバーは、奄美大島内で林床を覆うように生育する3集団を確認した。いずれも小さな沢や溝が近く、水分が豊富に得られる環境であった。そのうちの19個体について、遺伝的変異を解析した結果、奄美大島内の多型がほとんどみられなかった (Miyamoto *et al.* 投稿中)。調査地ごとには、ほぼ同一の遺伝型を示していた。スズカケソウ類は蔓性で、茎の先端が下垂すると葉の付け根に当たる節から発根する。茎が分岐して、それぞれの先端部から着地し、別々の個

体として伸張していくこともあり、栄養繁殖によって増殖できる。リュウキュウスズカケにごく近縁なトラノオスズカケ *V. axillare* (Sieb. et Zucc.) Yamazaki は、九州本土の薩摩半島南部に生育している。これについても同様な解析を試みたところ、奄美大島の3集団に比べて遺伝的な変異の程度がやや高かった。奄美群島のリュウキュウスズカケの3集団は、それぞれ多数の個体から構成されているように見えるが、同一の遺伝型を持つ栄養繁殖集団である可能性が高い。いずれの集団でも開花が確認されているが、自生地で種子による有性繁殖が行われているのかについては、確認できなかった。

以上の結果の一部を2010年9月に開催された日本植物学会大会において発表し、学術論文として順次まとめつつあるところである。それに加えて、今回調査対象とした希少植物と、その周辺に生息する動物や菌類を紹介するパンフレットを作成した。メンバーによるカラフルな写真やオリジナルの挿絵を使って、小学生や中学生でも理解しやすいように編集した(図1)。



図1 パンフレット『ウケユリたんけんたい』の表紙

5. おわりに

現在、環境省を中心に、奄美沖縄地域の国立公園化と世界遺産登録申請が計画されている。我が国の絶滅危惧種については環境省および各都道府県によりレッドデータブック（RDB）が作成されてリストアップが進められてきたが、詳細な生育状況が不明なままの分類群が少なくない。とりわけ本研究の対象地域のように、踏査の困難な地域においては、こうした詳細不明の絶滅危惧種が少なからず存在する。絶滅危惧種の保護対策が不十分である現状は、奄美沖縄地域の世界遺産登録申請への障害ともなっている。しかし、いまだに、希少植物の分布情報が明らかでないまま、森林伐採や道路開発等により生育地が破壊される危険性がある（宮本 2010）。野生化したヤギなどの動物による食害や、盗掘とインターネット売買により、自生個体数が減少している例もあいかかわらず見受けられる。地元自治体や自然保護団体の活動は以前に比べてはるかに活発になってきているようであるが、奄美群島全体を見わたしたとき、情報の統合が十分でなく、特定の残存地情報が強調された結果、他の重要な自生地が見落とされている可能性もある。このままでは、実態が不明のまま保全対策がとられずに自生地が消滅する恐れがある。本研究により、部分的にでも絶滅危惧種の生育状況を解明することは、群島全体の自然保護を具体的に進める上で不可欠の取り組みである。さらに、生育環境の多様性や、種類の多様性だけでなく、遺伝的な多様性に関する情報の収集が必要とされている。希少植物の生育地の現状や遺伝的多様性の状況が明らかになれば、これを基礎情報として、自治体等による保護対策が実施されることが期待される。また、GISを用いた生育適地の解析により潜在的生育地が推定されれば、広範囲な保全対策の目安となる。遺伝的多様性の解析により自生地での繁殖戦略や絶滅危険度を推定することにより、繁殖促進の方策を検討したり保全対策の緊急性を評価したりすることも可能になろう。本研究では、成果の一端として一般向けのパンフレットを作成した。現地調査の際に地元での聞き取りを行うと、環境保全や希少種の保護の重要性は理解しているものの、

実際に身近に見た事も聞いた事も無く、日常生活に関わりが無いような生き物へどのように関心を抱けと言うのか、戸惑っている人も少なくない。あるいは、学校教育においての理科や総合学習において、背景としての地理や知識としての自然という概念は習うことができるし、幾つかのシンボリックな動植物について学ぶことはあるが、話題にのぼらないような膨大な生物種に意識を向けてもらうことは難しい。今回4科11種類の植物の生育地と遺伝的変異を調査したが、まだ現状不明の希少種は多い。また、ごく最近起こった奄美大島での豪雨災害により、自生地が失われた希少植物もある。今後も調査研究を継続していく必要がある。自然や野生生物の保護保全に関わる人達だけでなく広く一般の人達にも奄美群島の生物への関心を高めてもらうことができるように、今後も地道な調査研究活動と、適切な形での成果の公表を継続していきたいと考えている。

6. 摘要

- (1) 奄美群島において希少植物の分布調査と遺伝的変異の解析を実施した。
- (2) 調査対象はウマスズクサ科カンアオイ属、ユリ科ユリ属、リンドウ科センブリ属、イワウメ科イワウチワ属、ゴマノハグサ科（またはオオバコ科）スズカケソウ属の合計12種類とした。
- (3) フジノカンアオイ、オオバカンアオイ、ミヤビカンアオイ、グスクカンアオイ、トリガミネカンアオイ、カケロマカンアオイ、ハツシマカンアオイ、トクノシマカンアオイ、ウケユリ、ヘツカリンドウ、アマミイワウチワ、リュウキュウスズカケの自生地を調査し記録した。
- (4) ウケユリ、ヘツカリンドウ、リュウキュウスズカケについて、遺伝的変異を解析した。フジノカンアオイなどとアマミイワウチワについて、遺伝的変異の解析条件の確立や予備的解析を試みた。
- (5) 奄美群島の森林に生息する希少植物、動物、菌類などを紹介するビジュアルなパンフレットを作成した。

謝辞

現地調査に際し、環境省および現地自治体の担当者の皆様に極めて有益なご協力およびご助言をいただきました。また、東京大学服部正策准教授、伊仙町役場岡崎幹人氏、鹿児島大学大学院亀井愛美氏には現地調査に同行いただきました。京都大学瀬戸口浩彰准教授および同研究室の皆様にはSSR解析用プライマーの分与をいただき、技術的ご指導を賜りました。鹿児島大学理学部福田拓也、垣下愛、岩坪佳月、竹ノ内文哉、城田香純各氏には解析実験に協力をいただき、情報を提供していただきました。記して感謝します。

参考文献

- 安倍定夫・田村輝夫. 1955. カノユリの自然変異に関する研究. 農林省九州農試研究資料, 14: 95-144.
- 大野照好. 1996. 「奄美の植物」. 鹿児島県立博物館編『奄美の自然』. 鹿児島県立博物館: pp. 27-33.
- 鹿児島県環境生活部環境保護課. 2003. 『鹿児島県の絶滅のおそれのある野生動植物. 鹿児島県レッドデータブック. 植物編』. 財団法人鹿児島県環境技術協会.
- 川窪伸光・田川日出夫. 1989. 「南西諸島北部域、薩南諸島における維管束植物の分布」. 環境庁自然保護局編『平成二年度南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究報告書』. 環境庁: 51-109.
- 清水基夫. 『日本のユリ. 原種とその園芸種』. 誠文堂新光社. 東京. 1987: 60-64.
- 菅原敬. 1989a. 日本のカンアオイ①カンアオイの仲間と分布. 日本の生物, 3(8): 38-43.
- 菅原敬. 1989b. 日本のカンアオイ②カンアオイの仲間の系統. 日本の生物, 3(9): 38-43.
- 菅原敬. 1989c. 日本のカンアオイ③日本列島のカンアオイの多様性と種の分化. 日本の生物, 3(9): 38-43.
- 菅原敬. 1990. 日本のカンアオイ⑥カンアオイの生活史と南西諸島のカンアオイを巡って. 日本の生物, 3(12): 38-43.
- 田川日出夫. 1999. 「亜熱帯照葉樹林帯」『鹿児島県の生態環境』. 春苑堂出版: 90-118.
- 初島住彦. 2004. 九州植物目録. 鹿児島大学総合研究博物館.
- 林一彦. 1983. 奄美大島におけるウケユリの自生環境. 植物地理・分類研究, 31(2): 111-117.
- 田川日出夫・川窪伸光・鈴木英治・甲山隆司. 1989. 「奄美大島の植生」. 環境庁自然保護局編『南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究. 奄美大島調査報告書』. 環境庁: 75-105.
- 田畑満大. 1996. 「徳之島の植物」. 鹿児島県立博物館編『奄美の自然』. 鹿児島県立博物館: 91-98.
- 堀田満. 2001. 「奄美の稀少・固有植物と絶滅問題」. 吉田浩己・水上惟文編『離島の豊かな発展のための学際的研究』. 鹿児島大学: 19-40.
- 堀田満・菅原敬・田畑満大. 2005. 「奄美群島域でのカンアオイ類の分布と分化」『奄美群島重要生態系調査. 基礎資料報告書』. 西南日本情報研究所.
- 宮本句子. 2010. 「奄美群島の植物」. 鹿児島大学鹿児島環境学研究会編『鹿児島環境学II』. 南方新社.
- 山崎敬. 1968. イワウチワ属とイワカガミ属について. 植物研究雑誌, (43): 17-26.
- 山崎敬. 1990. イワカガミ属・イワウチワ属の追記. 植物研究雑誌, (65): 21-31.
- Arzate-Fernandez, A. M., M. Miwa, T. Shimada, T. Yonekura and K. Ogawa. 2005. Genetic Diversity of Miyamasukashi-yuri (*Lilium maculatum* Thunb. var. *bukosanense*), an endemic and endangered species at Mount Buko, Saitama, Japan. *Plant Species Biology*, 20: 57-65.
- Dan, T., Mitsui, Y., Ikeda, H., Isagi, Y. and Setoguchi, H. 2008. Isolation and characterization of microsatellite loci in *Shortia rotundifolia* (Diapensiaceae), an endangered relict plant on the Ryukyu Islands and Taiwan. *Conservation Genetics*.
- Hayashi, K. and S. Kawano. 2000. Molecular systematics of *Lilium* and allied genera (Liliaceae): Phylogenetic relationships among *Lilium* and related genera based on the *rbcl* and *matK* gene sequence data. *Plant Species Biology*, 15: 73-93.

- Haruki, K., T. Hosoki, Y. Nako and K. Ohta. 1997. Possibility of classification in some species of *Lilium* by PCR-RFLP of ribulose-1, 5-bisphosphate carboxylase large subunit (rbcL) gene and ribosomal RNA Gene. *Journal of Horticulture*, 66(1): 189-192.
- Hatusima, S. and Yamahata, E. 1988. Illegitimately published taxa of *Asarum* from Japan. *Journal of Phytogeography and Taxonomy*, 36: 1-8.
- Horning, M. E., S. C. Maloney and M. S. Webster. 2003. Isolation and Characterization of variable microsatellite loci in *Lilium philadelphicum* (Liliaceae). *Molecular Ecology Notes*, 3: 412-413.
- Joshi, P. & Dhawan, V. 2007. Analysis of genetic diversity among *Swertia chirayita* genotypes. *Biologia Plantarum*, 51(4): 764-768.
- Maeda, Y., J. Miyamoto, K. Ozaki, M. Moriguchi & A. Kakishita. 2009. Natural distribution of *Lilium alexandrae* (Liliaceae) in Amami Islands of Ryukyu Archipelago, Japan. *Journal of Phytogeography and Taxonomy*, 57: 77-87.
- Nishikawa, T, K. Okazaki, T. Uchino, K. Arakawa and T. Nagamine. 1999. A Molecular Phylogeny of *Lilium* in the Internal Transcribed Spacer Region of Nuclear Ribosomal DNA. *J Mol Evol.*, 49: 238-249.
- Romblom, K. and Anderberg, A. A. 2002. Diapensiaceae based on molecular data and morphology. *Systematic Botany*: 383-395.
- Ronsted, N., S. Low, H. Thornton, M. F. Fay, M. W. Chase. 2005. Molecular phylogenetic evidence for the monophyly of *Fritillaria* and *Lilium* (Liliaceae; Liliales) and the infragenetic classification of *Fritillaria*: 509-527.
- Scott, P. J. and Day, R. T. 1983. Diapenciaceae: A review of the taxonomy. *Taxon*, 32(3): 417-423.
- Sugawara, T. 1988. Floral biology of *Heterotropa tamaensis* (Aristolochiaceae) in Japan. *Plant Species Biology*, 3: 7-12.
- Toyokuni, H. and Yamazaki, T. 1993. Gentianaceae. In: Iwatsukim K., Yamazaki, T., Boufford, D.E. and Ohba, H. (eds.). *Flora of Japan*. Volume IIIa. Angiospermae. Dicotyledoneae. Sympetalae (a). Kodansya Ltd., Tokyo: pp.139-157.
- Zhang, D., Chen, S., Chen, S., Zhang, D., & Gao, Q. 2007. Patterns of genetic variation in *Swertia przewalskii*, an endangered endemic species of the Qinghai-Tibet Plateau. *Biochemical Genetics*, 45(1/2): 33-50.

We made the field survey and the analysis of the genetic variation of some red-data plants in Amami Islands, the middle of Ryukyu Islands, Japan. The aim of this research was to show the basic data of the present state of the wild life of Amami Islands. The materials were the following genera: *Asarum* (Aristolochiaceae), *Lilium* (Liliaceae), *Swertia* (Gentianaceae), *Shortia* (Diapensiaceae), *Veronicastrum* (Scrophulariaceae or Plantaginaceae in APGII). We recorded geographical positions, numbers, environments of their growing places in Amami-o-shima, Kakeroma-jima, Uke-jima, Yoro-jima and Tokunoshima, on November 2009, April, and June to July 2010. Distribution maps were drawn by using GIS. The genetic diversity was discussed by analyzing DNA variations using leaf-samples of some plants. We made a small booklet entitled 'Ukeyuri Tankentai (The exploration to search the Alexandra lily)'. It introduced the wild life in the forest around an endemic species and a natural prefectural monument, *Lilium alexandrae*. It is going to use for education in the local governments, museums and schools. Additionally, some articles are submitted or prepared.

奄美大島におけるイシカワガエルの生活史を通じた 行動圏と利用環境の解明

奄美両生類研究会

永井 弓子・岩井 紀子・山室 一樹・山田 一生・大海 昌平・亘 悠哉

Study of habitat range through the life history of endangered *Rana (Odorrana) ishikawae* in Amami-Oshima Island

Amami Amphibian Research Group

Yumiko Nagai, Noriko Iwai, Kazuki Yamamuro, Issei Yamada, Shohei Oumi, Yuya Watari

イシカワガエルは奄美大島と沖縄島のみにも生息する希少種であるが、その生態についての知見は乏しい。本研究では、本種の成体、幼生における行動圏を明らかにし、適切な保全策の基盤となる知見を収集することを目的として、(1) ICレコーダーを用いた鳴き声の録音記録による繁殖期の確認、(2) ラジオテレメトリーによる成体の行動圏調査、(3) 幼生へのイラストマークを用いたマーキング法による分散状況調査を実施した。その結果、(1) 繁殖期は1月下旬から5月で最盛期は2月から3月であり、(2) 成体は、繁殖期には沢の周辺を動かさず、非繁殖期には少しずつ移動を繰り返しながら、通年では繁殖沢を含む500m程度の範囲を動いていること (3) 幼生の流下距離は1年間で90mであることが明らかになった。本種の保全には、繁殖沢とその周辺の森林の存在が重要であり、特に隠れ家の提供や沢の流量を安定化させるための、環境の質の高さを考慮することが必須であることが分かった。

1. はじめに

近年、カエル類は絶滅や減少が世界各地で報告され、その保全は重要な課題となっている。絶滅が危惧される種について、適切で効果的な保全策を実施するためには、食性や繁殖生態、行動圏といった基礎的な生態や生息数、分布の実態、個体群構造を把握し減少の要因を明らかにすることが不可欠である。

イシカワガエルは奄美大島と沖縄島のみにも生息する希少種である。分布が限られていることに加え、生息地や個体数の減少が示唆されていることから、IUCNのレッドリストではEndangeredに、環境省のレッドリストでは絶滅危惧 I B類にランクされている。また沖縄県、鹿児島県双方で県の天

然記念物に指定されている。個体数の減少の原因としては、外来種マングースやノネコによる捕食や、森林伐採、林道工事による生息環境の劣化・喪失などが考えられるが、その対策の方針を大きく左右する本種の基本的な生態は、未解明の部分が多い。奄美両生類研究会では、これまでに本種の分布や食性を明らかにしてきたが、生存に必要な行動圏と、行動圏内の生息環境についてはまだ明らかになっていない。さらに、わずかな知見も繁殖期の成体のものに偏っており、非繁殖期における行動範囲や、幼生(オタマジャクシ)期の流下距離については全く知られていない。イシカワガエルの生活史の中で、幼生の期間は時に2年を超えるほど長いものであり(大海他、2011)、本種

の保全を考える上で軽視できないステージである。本種の保護を図る場合、繁殖期の成体だけでなく、非繁殖期と繁殖期、成体と幼生といった様々なステージに注目し、一生を通じてどのくらいの範囲を行動圏とし、どのような環境を利用して生活しているかを知ることが重要であろう。そこで、本研究では、適切な保全地域設定に欠かせない、本種の行動圏と利用環境について、成体と幼生のステージにおける知見を得るための調査を行った。

2. 方法

2-1：繁殖期

毎年本種の繁殖が確認されている沢のうち、奄美大島大和村（北緯28度20分、東経129度20分）の住用川源流域の沢（調査地①：標高385m）と、そこから約1km離れた別の沢（調査地②：標高190m）の2ヶ所に小型録音機（SANYO社製、ICR-RB79M）を設置し、每晚22時から10分間、鳴き声の記録を行った。繁殖期の初期といわれる時期から1ヶ月以上前の12月初旬に設置し、繁殖期終盤から1ヶ月以上後の7月初旬まで記録した。回収したデータを聞き取り、鳴き声の有無、鳴いている個体数（個体数0、1、2～3、それ以上、と区分）を解析した。

また、繁殖期と気温の変化との関係を探るため、調査地①には温度ロガー（MAXIM社製、DS1921G-F5）を、録音機の設置と同期間設置した。期間中、毎時計測するように設定した。

2-2：成体の行動圏

ラジオテレメトリー法を用いて、成体の長期および一晩の活動状況を調査した。調査を行った地域は、奄美大島大和村（北緯28度20分、東経129度20分、標高350～400m程度）の住用川源流部流域で、周辺の環境はスダジイを主体とする二次林と農耕地とがモザイク状に入り混じり、農耕地へ通じるため、アスファルトやコンクリートで舗装された林道や農道が通っている。

2-2-1：長期追跡

調査地域において、夜間の林道などで成体を捕獲し、発信機（Holohil Systems社製、PD-2、3.2g）を装着してその場にリリースした。発信機の装着は体

重80g以上の個体とし、発信機の重量が体重の5%以下に収まるように配慮した。発信機は、釣り用のテグスを使って腰あるいは背中に取り付けた。テグスに直径2～3mmの弾力性のあるプラスチック製の玉（東邦産業株式会社製、発光玉ソフトおよび株式会社釣研製、ウキクッションOタイプ）を通して、テグスが直接皮膚を傷つけないようにした（写真1）。その後1～3週間おきに日中に電波探索を行い（写真2）、所在を記録した。電波探索は、最初の入感後、受信周波数を発信機の周波数から徐々にずらして受信を弱めていくことで発信源の位置を絞っていく方法とした。



写真1 発信機を装着したイシカワガエル



写真2 テレメトリー調査中の様子

2-2-2：一晩追跡

一晩の行動範囲を調べるため、夜間から明け方にかけて1～3時間おきに発信機を装着した個体の居場所を記録する調査を実施した。短時間おきの細かいデータを記録するうえで、調査対象個体へ与える影響を最小限にすることと、夜間の林内ではハブとの遭遇率が高まり危険なため、林道上から電波を探知した。2または3地点からの受信方向を地図上に記録し、その交点を発信源とみなした。

2-3：幼生の分散

イシカワガエル幼生の分散を追うため、奄美大島大和村（北緯28度20分、東経129度20分）の特定の沢（住用川源流、標高300m）において調査を行った。まず、沢の上流部に位置する溜まり（以後溜まりA）において、イシカワガエル幼生を捕獲し、蛍光シリコンタグであるイラストマータグ（NTM社製）を用いて識別を行った。このイラストマータグは、蛍光シリコンを細い注射針を用いて生体に注入することで（写真3）、肉眼による識別を可能にするものである。生物適合性の高い医療用の材料を使用しているため、生物に悪影響を与えにくいとされている。その後、沢の下流部を月に1度踏査してイラストマーで識別したイシカワガエル幼生が発見された場所を記録した。

イシカワガエルの当年産まれの幼生は、毎年5月頃産卵の行われた穴から沢へと出てくる（大海他、印刷中）。そのため、この時期より以前は前年以前

に孵化した越冬個体が見られ、5月以降、当年産の小型個体が見られるようになる。本調査のための幼生の識別は、前年以前に孵化した個体と、当年産まれの個体を対象に、2010年2月16日および2010年6月19日の2回行った。2月の識別では、溜まりAにて捕獲した幼生87個体に緑色のイラストマーを注入し、同じ溜まりに放流した。識別した幼生の頭胴長は1.08～2.00cm（ 1.48 ± 0.19 cm; 平均±SD）であった。6月の識別では、識別を行う前日の6月18日夜、調査対象の沢において、溜まりAから下流125mまでの区間から、当年個体と考えられる小型の幼生を捕獲した。翌日、黄色のイラストマーを注入し、溜まりAに放流した。この日識別した幼生は283個体、頭胴長は0.71～1.31cm（ 0.95 ± 0.11 ; 平均±SD）であった。

識別した幼生を放流した沢において、溜まりAから下流125m地点まで、5～16mおきに14か所の溜まりにNo.1からNo.14まで目印をつけた（図1）。放流後、月に1回、上流に向かって歩きながら幼生を探し（写真4）、No.1からNo.14までの溜まりで観察された幼生の数と、イラストマーの入った幼生の数をそれぞれ記録した。目印をつけた溜まり以外にも、踏査中にイラストマーの入った幼生を発見した場合は、その位置を記録した。本助成期間より以前の2009年5月26日にもオレンジ色のイラストマーを注入した個体を放流しており、これについても発見した場合は記録した。また、4月20日には、溜まりAから下流約250mまで踏査範囲を広げて探索した。



写真3 イラストマータグを注射器を用いてイシカワガエル幼生に注入する。



写真4 幼生を探しながら沢を踏査する様子

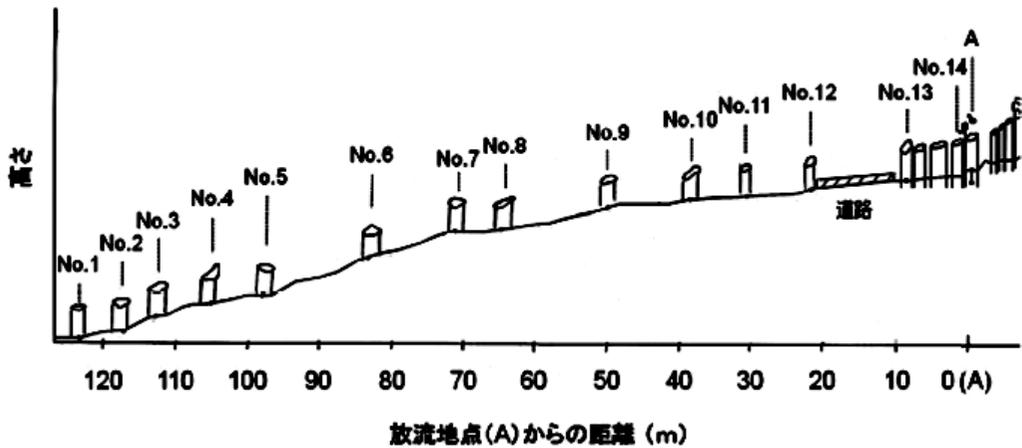


図1 調査沢の断面図 No.1から14までの溜まりを下流から識別した。上流の溜まり A を放流地点 (0m 地点) とした。

3. 結果

3-1：繁殖期

録音データの聞き取りの結果、鳴き声個体数の変化を時系列に図2に示した。

調査地①では、1月中旬から1個体が鳴き始めた。下旬には2～3個体が鳴き、本格的に繁殖期に入ったと考えられた。2月上旬から3月下旬頃まで4個体以上が連続的に鳴いていた。3月下旬から4月上旬にかけて鳴く個体数が減ることがあるが中旬まではわりと

盛んであった。4月中旬以降は2～3個体から1個体へと減っていき、5月下旬まで1個体が鳴いている結果であった。調査地②では、1月中旬より前に鳴き声が確認されたが、1個体が1回のみ鳴いた記録であった。録音機の不具合により、データの一部が途切れたが、おおよそ、調査地①の結果と似た傾向であった。

調査地①における日中夜の最高気温、最低気温の変化を図3に示した。3月から4月半ばまで、ロガーの不調のため記録不能であった。

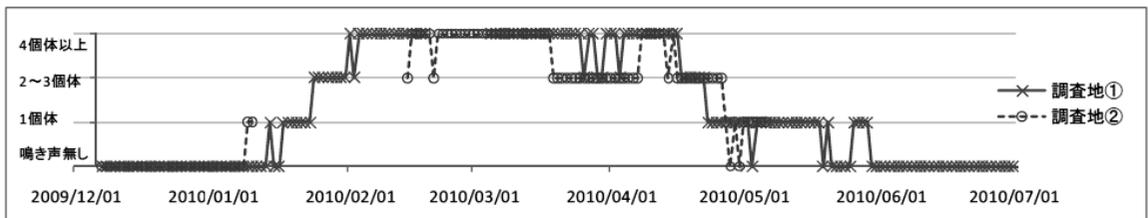


図2 鳴き声個体数の変化

調査地②では録音機の不調ため、データが途切れている。

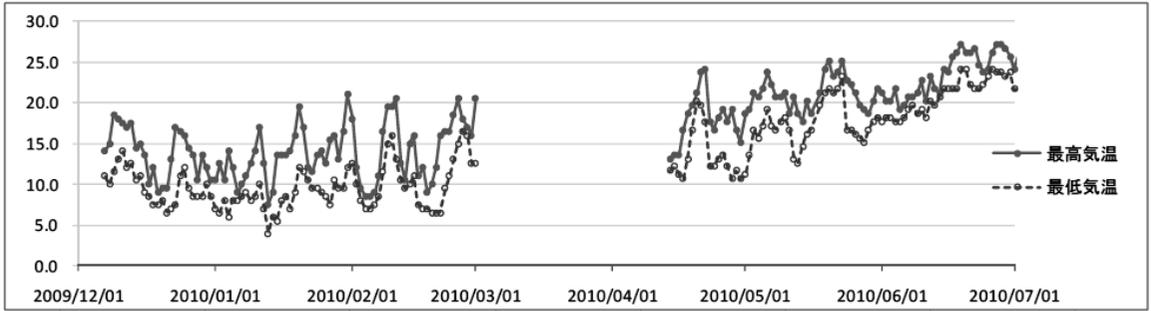


図3 最高気温・最低気温の変化

3月から4月半ばまで、温度ロガーの不調により記録できず。

3-2：成体の行動圏

3-2-1：長期追跡

調査期間中、2月中旬から10月上旬までに、12個体（個体ID T09～T20。オス5個体、メス7個体）に発信機を装着し追跡した。各個体のサイズおよび所在確認日、移動距離に関する情報を表1に記す。また、

探索により所在を確認した地点を個体ごとに地図（図4～11）に示し、確認状況を表2、3にまとめた。なお、地図上の個体の確認地点にはほとんどの場合、川が記されていないが、実際には水の流れる場所も多い。

表1 テレメトリーによる長期追跡調査結果

ID	性別	体長mm	体重g	①捕獲日	所在確認日	②最終所在確認日 (または最終確認日)	③確認日数 (=②-①)	最寄り沢から 最近確認地点 までの距離 m	水平最長距離 m (=最も離れた 所在確認地点 2点間の距離)
T10	♂	91.9	91.0	2月11日	2/15, 3/6, 16, 28, 4/3, 10, 18	4月25日	73	0	10
T11	♂	108.7	149.0	2月15日	3/6, 16, 28, 4/3, 10, 18, 25, 5/2, 9, 16, 22, 30, 6/5, 12, 13, 16, 19, 26	7月10日	145 (92)*	35	80 (55)**
T12	♂	83.0	82.0	3月16日	3/28, 4/3, 10, 18, 25 5/2, 9	5月16日	61	35	40
T13	♂	89.0	62.0	3月25日	3/28	4月3日	9	0	5
T17	♂	86.6	73.0	6月17日	6/19, 7/18, 19, 25, 8/4, 7, 15, 21	8月29日	73	100	330
T09	♀	99.5	113.0	2月11日	3/5, 28, 4/3, 10, 18, 25, 5/2, 10, 16	5月22日	100	110	140
T14	♀	102.0	88.0	6月16日	6/19, 26, 7/4, 10, 18	7月18日	32	100	150
T15	♀	102.0	80.0	6月16日	6/19	6月26日	10	190	20
T16	♀	119.0	140.0	6月16日	6/19, 26, 7/4, 10, 18	7月25日	39	60	60
T18	♀	108.3	108.0	8月8日	8/15, 20	8月25日	17	190	90
T19	♀	102.8	104.0	8月8日	8/15, 21	8月29日	21	60	120
T20	♀	112.9	130.0	8月8日	8/15, 26, 28, 9/4, 12, 19, 23, 28, 29, 10/3	10月4日	57	200	100
								平均108	

* 捕獲日の代わりに4月10日。 ** 捕獲地点の代わりに4月10日以降の所在地。

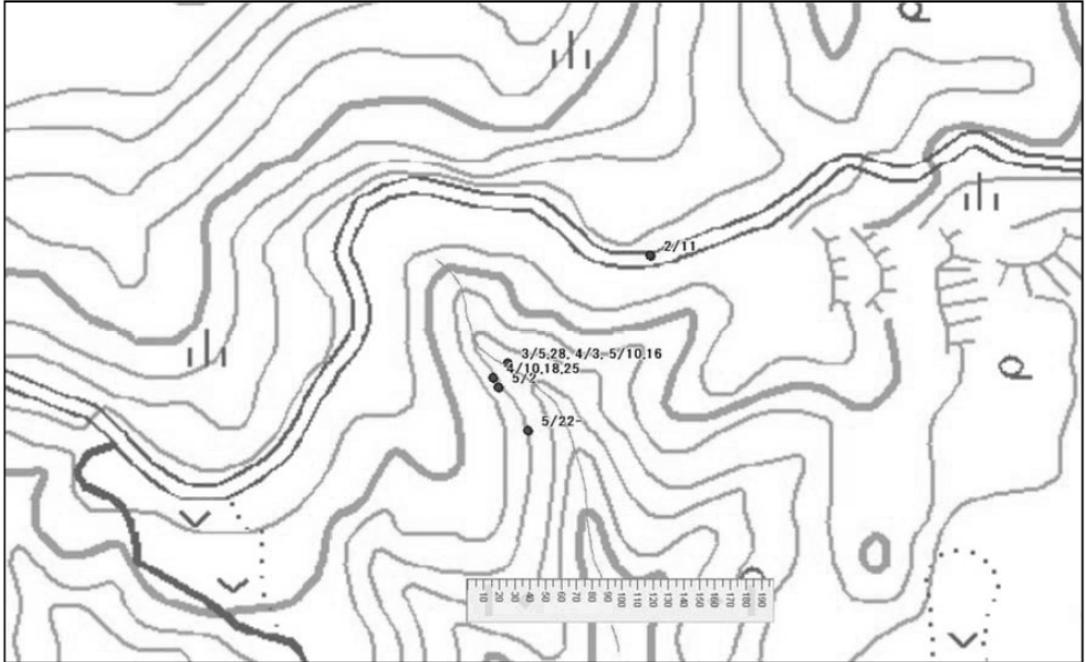


図4 T09 所在確認地点

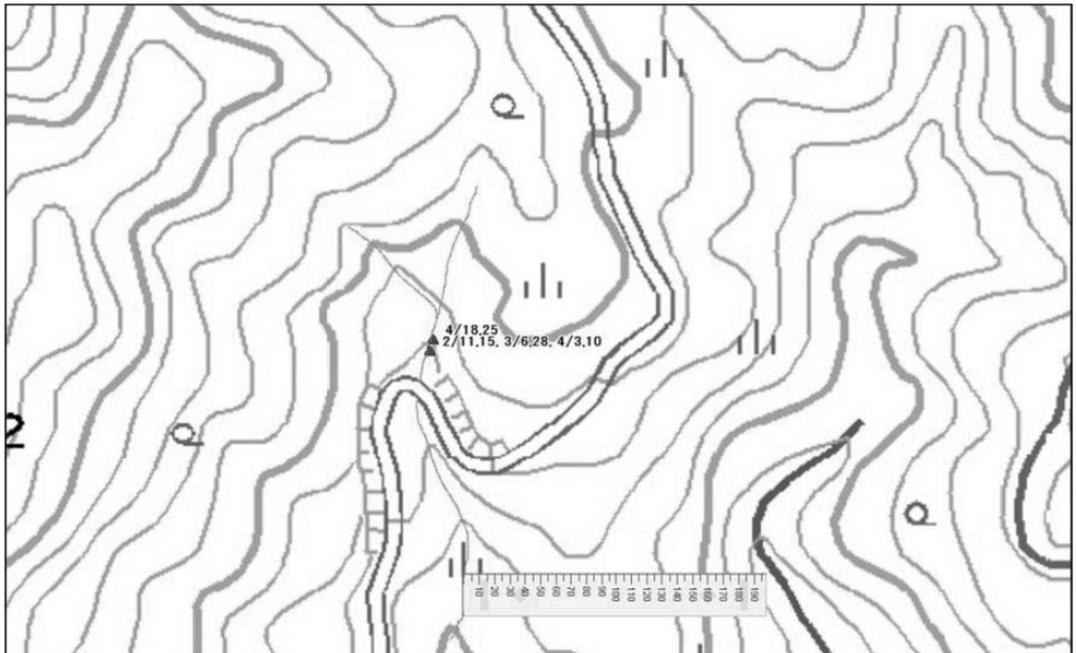


図5 T10 所在確認地点

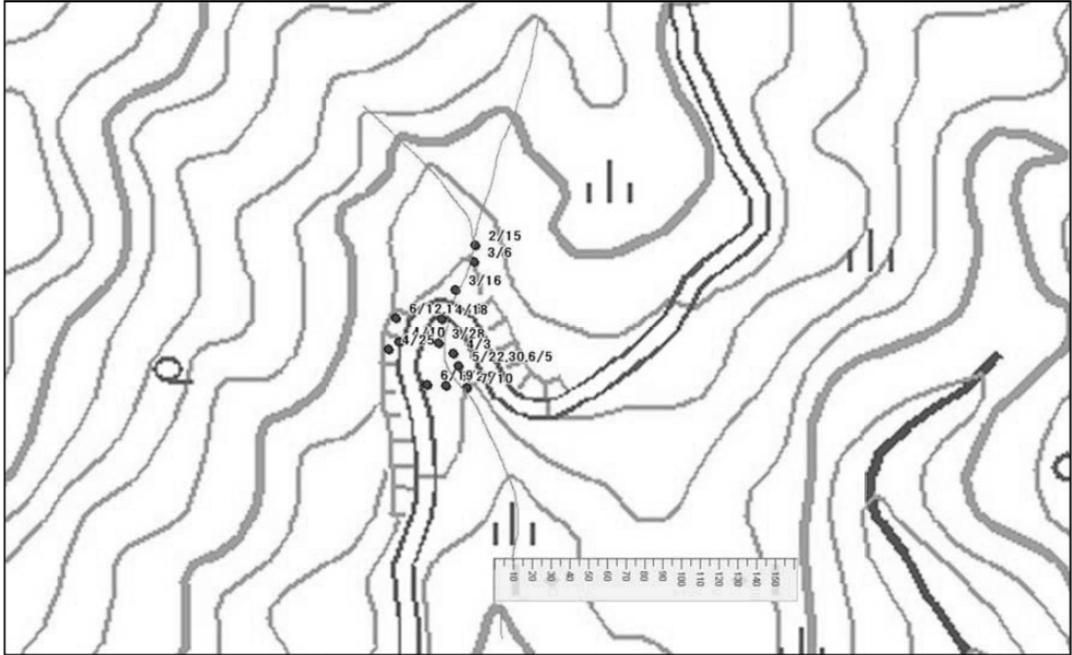


図6 T11 所在確認地点

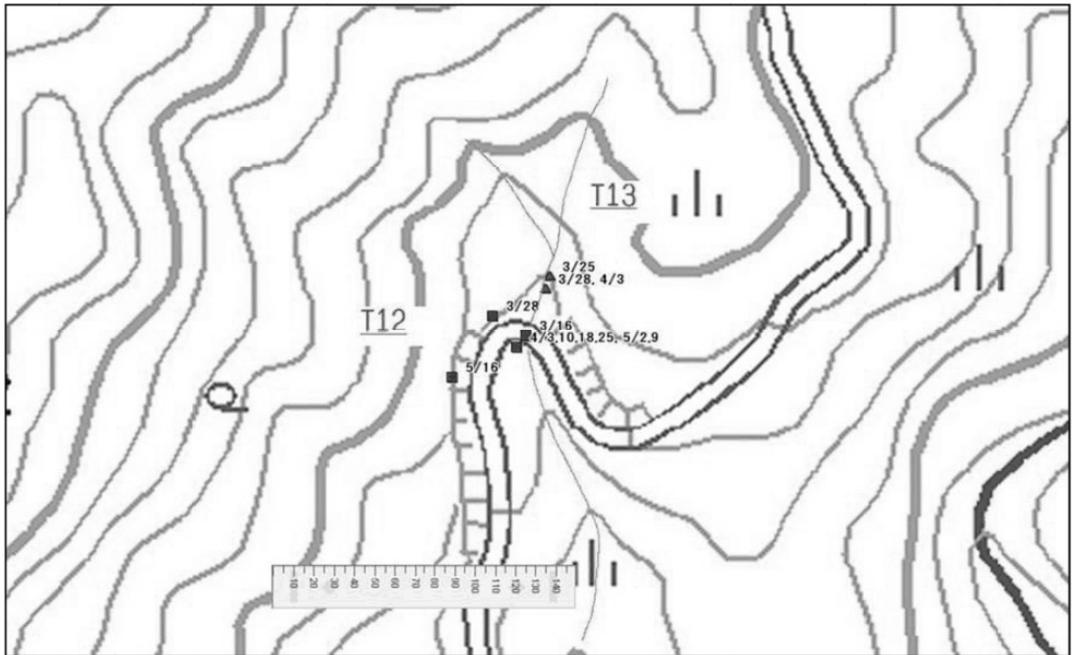


図7 T12、T13 所在確認地点

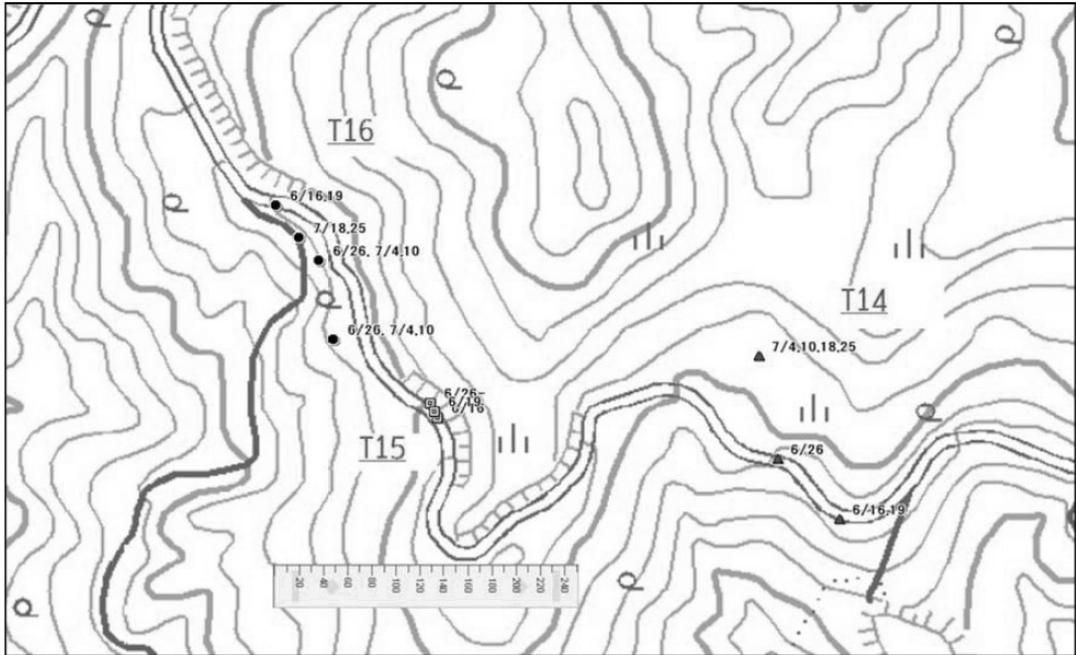


図8 T14、T15、T16 所在確認地点

T14の7月4日の所在地点と6月26日の所在地点との間には北東から南西に向かって小さな沢がある。



図9 T17 所在確認地点

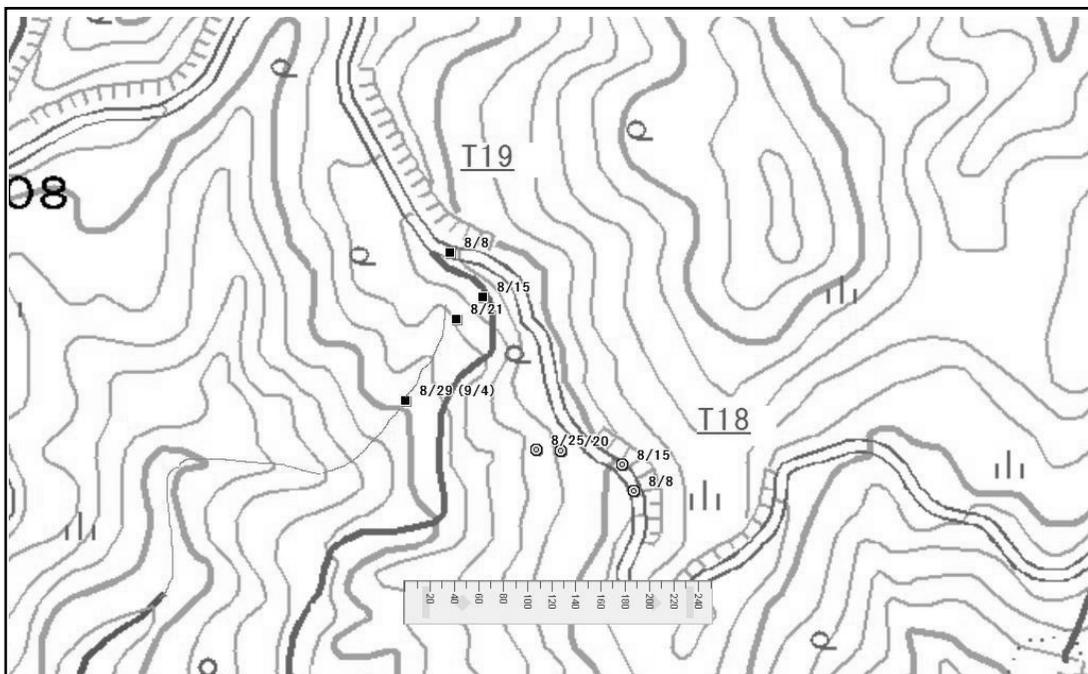


図10 T18、T19 所在確認地点

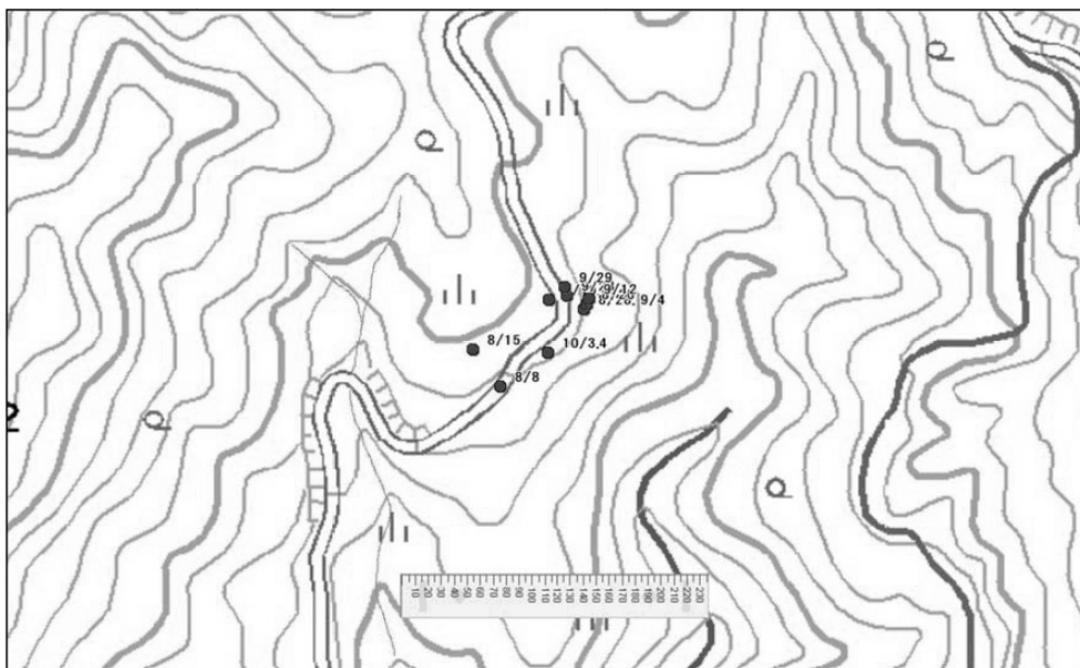


図11 T20 所在確認地点

表2 個体別追跡確認状況 その1

個体ID	確認日	確認状況
T09♀ (図4) 繁殖期～ 非繁殖期	2月11日	林道上で捕獲。
	3月5日	200m南西の沢に下り、大きな岩の下から受信
	3月28日	3/5の場所から1.5m離れた沢の対岸岸辺、重なり合った岩の隙間から受信
	4月3日	3/28と同じ場所から受信
	4月10日	沢から10mほど離れた斜面の森に移動
	4月18日	4/10とほぼ同じ位置から受信
	4月25日	4/10と同じ場所から受信
	5月2日	4/10と同じ場所から受信
	5月10日	3/28の近くで受信(沢に戻る)
	5月16日	5/10と同じ
	5月22日	沢から20m登った斜面にある枯れ木の根元から受信
	5月30日	5/22と同じ位置から受信
	6月6日	5/22と同じ位置から受信
6月13日	枯れ木の根元を掘ったところ、地中から発信機のみを発見	
T10♂ (図5) 繁殖期	2月11日	沢で捕獲
	2月15日	同じ沢で確認(位置あまり変わらず)
	3月6日	同じ沢で確認(位置あまり変わらず)
	3月28日	3/6と同じ場所から受信
	4月3日	3/6と同じ場所から受信
	4月10日	3/6と同じ場所から受信
	4月18日	同じ沢で確認(位置あまり変わらず)
	4月25日	4/18と同じ
5月10日	電波受信できなくなり、探索するがその後も見つからず	
T11♂ (図6) 繁殖期～ 非繁殖期	2月15日	沢の岩壁に潜んでいたところを捕獲
	3月6日	数m下流の右岸岩の下から受信
	3月16日	さらに下流、林道すぐ近くの沢の右岸から受信
	3月28日	林道を挟んで下流側のすぐ下の右岸から受信
	4月3日	沢沿いに約20m下った場所から受信
	4月10日	沢から離れ、その脇の林道沿いの草むらから受信
	4月18日	再度、沢のすぐ上から受信
	4月25日	沢から少し離れた高さ4mほどの崖の上から受信
	5月2日	再度、沢の近くから受信
	5月9日	5/2と同じ場所から受信
	5月16日	3/28とほぼ同じ場所から受信
	5月22日	樹上から受信(高さ数m以上)
	5月30日	5/22同じ樹上から受信
	6月5日	5/22同じ樹上から受信
	6月12日	沢から離れた崖(高さ5m)の上にあるスタジイの樹上2mの所に静止(再捕獲・発信機付け替え)
6月16日	6/12とほぼ同じ場所	
6月19日	沢近くのヒカゲヘゴの幹(高さ2.5m)に静止していた	
6月26日	沢近くのヒカゲヘゴ(6/19とは別の)の幹に静止していた	
7月10日	発信機装着の不具合により餌を食べていたため、発信機を外してリリース	
T12♂ (図7) 繁殖期～ 非繁殖期	3月16日	沢を横断する林道上で捕獲
	3月28日	林道脇の藪の下から受信
	4月3日	林道から沢下流方向すぐ下の水路脇から受信
	4月10日	4/3とほぼ同じ場所から受信
	4月18日	4/3とほぼ同じ場所から受信
	4月25日	4/3とほぼ同じ場所から受信
	5月2日	4/3とほぼ同じ場所から受信
	5月9日	4/3とほぼ同じ場所から受信
5月16日	林道を挟んで西側斜面上部から受信	
5月22日	近辺から受信できず	

表3 個体別追跡確認状況 その2

個体ID	確認日	確認状況
T13♂ (図7) 繁殖期	3月25日	沢で捕獲
	3月28日	リリースポイントよりやや下流の岩の下から受信
	4月3日	3/25とほぼ同じ場所から受信
	4月10日	繁殖受信できなくなり、探索するがその後も見つからず
T14♀ (図8) 非繁殖期	6月16日	林道上で捕獲
	6月19日	リリースポイント近くの林道脇の樹上から受信
	6月26日	100m西側の林道脇のシダの茂みから受信
	7月4日	6/26よりさらに西側奥から受信
	7月10日	農道脇のシダ藪の中から受信
	7月18日	7/10とほぼ同じ場所から受信
7月25日	7/10の場所で発信機のみ発見	
T15♀ (図8) 非繁殖期	6月16日	林道上で捕獲
	6月19日	リリースポイントから西側4mの蓋付淵の中から受信
	6月26日	6/19と同じ場所から受信、7月に発信機のみ回収
T16♀ (図8) 非繁殖期	6月16日	林道上で捕獲
	6月19日	リリースポイントのすぐ奥から受信
	6月26日	リリースポイントから30m西の林道と農道に挟まれた斜面から受信
	7月4日	6/26とほぼ同じ場所から受信
	7月10日	6/26とほぼ同じ場所から受信
	7月18日	農道脇の地面に静止していた
7月25日	農道脇で死体となって発見された	
T17♂ (図9) 非繁殖期	6月17日	林道上で捕獲
	6月19日	リリースポイントから約5m離れた道路脇のシダの茂みから受信
	7月19日	捕獲地点から東北東へ約115m離れた、急斜面のスタジイの二次林内にある小さな滝(高さ約3m)の穴から受信
	7月25日	7/19と変わらず
	8月4日	7/19の場所から1mほど離れた別の穴で姿を確認
	8月7日	7/19と同じ穴に入った。再捕獲して発信機を付け替えた
	8月21日	8/7の場所から沢沿いに約90m離れた岩場(沢からは約5m離れた)の隙間から受信
	8月29日	8/21と同じ岩場、約15m離れた地点から受信
	9月5日	8/29の発信機と思われる地表に落ちていた発信機を発見
T18♀ (図10) 非繁殖期	8月8日	林道上で捕獲
	8月15日	林道脇の藪の下から受信
	8月20日	農道と林道に挟まれた斜面、林道から10mほど森に入ったところのヒカゲヘゴの幹(地上高90cm)に静止していた
	8月25日	8/20の場所から西へ20mの林床で死体を発見
T19♀ (図10) 非繁殖期	8月8日	林道上で捕獲
	8月15日	リリースポイントから約30m離れた農道脇のシダ葉陰の地面にうずくまっていた
	8月21日	沢の源流細に下っていた
	8月29日	8/21の地点より少し下流の、水際木の根元から受信
	9月4日	8/29と同じ地点で、地面に落ちている発信機を発見
T20♀ (図11) 非繁殖期	8月8日	林道上で捕獲
	8月15日	リリースポイントから北西側約35m離れた、森の奥の農道脇、シダの茂みから受信
	8月26日	林道を挟んだ北東側草地奥の森に移動
	8月28日	8/26とほぼ同じ場所(シダの葉陰で静止)
	9月4日	8/26とほぼ同じ場所(木の根元で静止)
	9月12日	8/26とほぼ同じ場所から受信
	9月19日	林道を挟んで西側の森、スタジイの根元にある穴から受信
	9月23日	9/19と同じ場所から受信
	9月28日	林道の反対側、道の脇の地表(スキの陰)に静止していた
	9月29日	28日から4m北西側の道路脇、ガードレールの下に静止していた
10月3日	9/29の地点から約50m南、林道から約10m奥の森の外れの斜面、シダの葉陰に静止していた→一晚追跡調査後、翌朝発信機を外してリリース	

3-2-2：一晚追跡

一晚追跡調査は、3個体についてのべ5回（T11で2回、T16で1回、T20で2回）行った。このうち、電波発信源の移動が認められたのは、T20の1回（10月3日）のみであった。表4に調査回別に探索時の確認状況を記す。

3-3：幼生の分散

緑色マーク幼生の放流後すぐ（2月27日、3月3日、3月12日）は、溜まりNo.13から上流のみ探索したが、イラストマーの入った幼生は発見されなかった。放流点よりも下流に識別幼生が初めて発見されたのは3月18日であり、溜まりNo.13に緑色マーク幼生が1個体であった。4月5日から下流125m（溜まりNo.1）までの踏査を開始したが、この日はNo.13に緑色マーク幼生が2個体発見されたものの、それより下流には発見されなかった。4月20日から10月12日までに発見された幼生の位置を、沢の横断面に載せて時系列に並べたものを図12に示す。同様に黄色マーク幼生が発見された位置を図13に示す。また、9月10日まで（10月分は豪雨被害により消失）に発見された総個体数と、そこに占める識別個体の個体数を図14に示す。6月18日は溜まりにいる幼生の総個体数カウントは行わず、イラストマーのついた幼生（写真5）の個体数のみのカウントを行ったため、識別個体のみの結果表示となっている。また、7月6日は

天候不良のため、No.13、14の溜まりにおいては総個体数のカウントはできなかった。

緑色マークの幼生については、放流後3ヶ月までは放流地点から10m以内の、No.13より上流のみで発見され、4ヶ月以降に約60m下流のNo.8とNo.9の間でも発見されるようになったが、それより下流では見つからなかった。黄色マークについては放流後18日目にNo.10の溜まりまで流下しており、2ヶ月後にはNo.8とNo.9の間まで見られたが、やはりそれより下流では見つからなかった。最も下流で見つかったのはオレンジマークを施した個体で、約90m下流のNo.5とNo.6の間に、6月18日（放流から13ヶ月）に発見された。



写真5 イラストマーが入った幼生

表4 一晚追跡調査結果

個体ID	確認日	天気	確認状況
T11	6月5日		未明から朝にかけて3回探索。
	↓	小雨	電波発信源は3回とも同じ位置。
	6月6日		5/22、5/30の場所とほぼ同じ樹上と推測
	6月12日		2時間おきにご3回探索。
	↓	晴れ	林道西側の樹上(翌日の再捕獲地点)から動かず。
T16	7月9日		夜間から朝にかけて3回探索。
	↓	曇り	電波発信源は3回とも同じ位置。
	7月10日		農道と林道に挟まれた斜面の森から発信していた。
T20	8月28日		夕方から朝にかけて7回探索。
	↓	小雨のち晴れ	視認できる場所にしたため、受信機は使用せず。
	8月29日		ほとんど動かず、1晩で体の向きを180度変えたのみ。
	10月3日		夜間から朝にかけて8回探索。日中の雨により地面は濡れていた。
	↓	曇り一時小雨	1晩で直径約5mの範囲を離れた。
	10月4日		4日の朝には3日夕方とほぼ同じ位置に戻った。

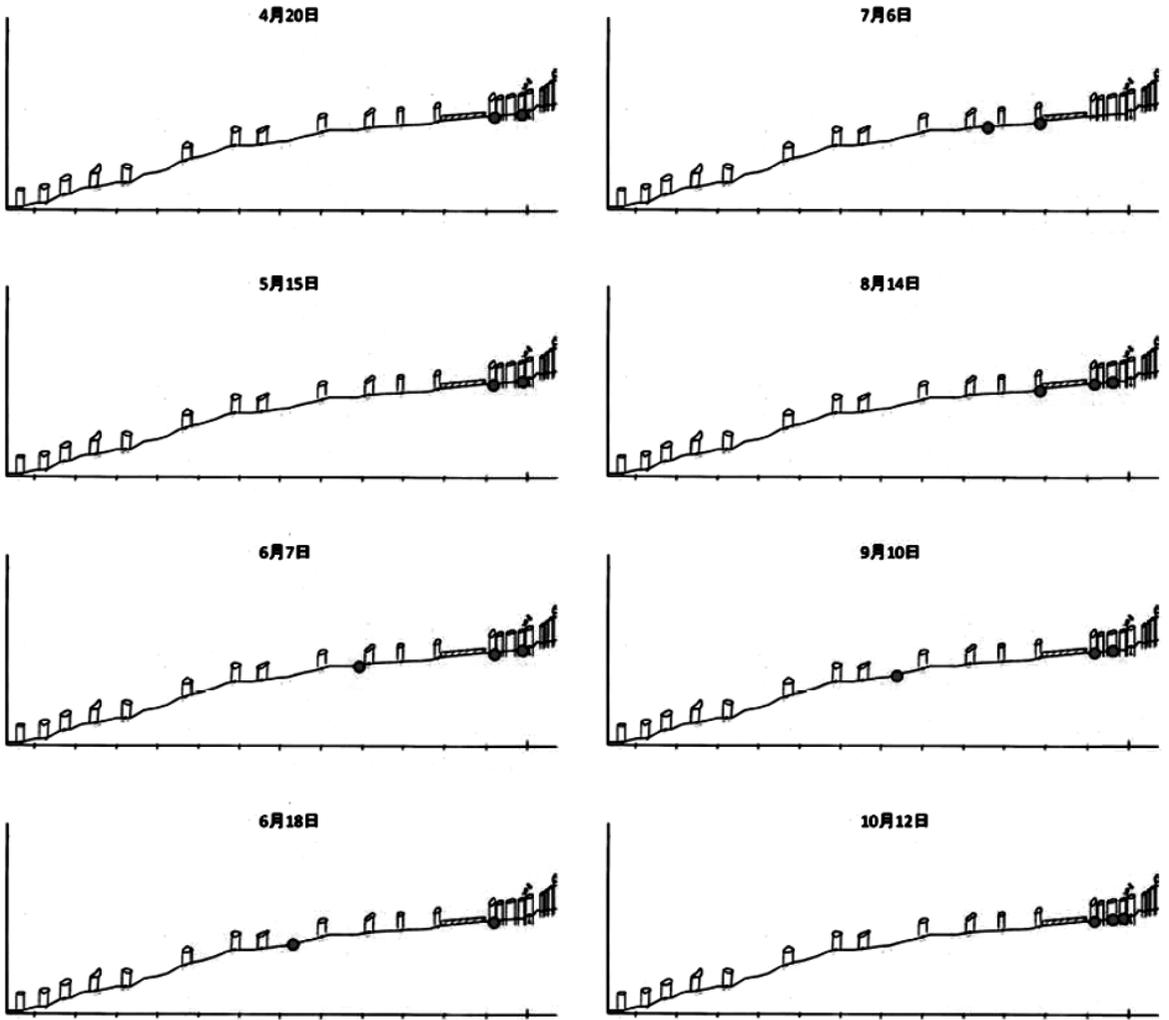


図12 緑色マークを施した幼生が発見された位置図

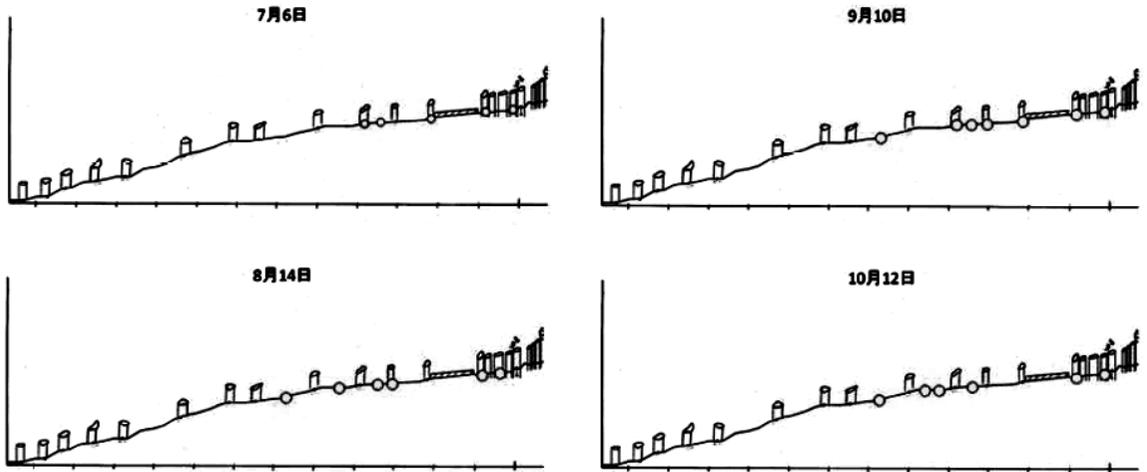


図13 黄色マークを施した幼生が発見された位置図

4. 考察

4-1：繁殖期

カエルは一般に、繁殖期にオスが鳴くことでメスと呼ぶ。イシカワガエルは、繁殖期になるとオスが繁殖に適した沢に集まってコールを始めることが知られており（大海 2006）、コールが行われる時期を繁殖期と考えるのが妥当であると言える。録音した鳴き声の解析結果から、1月中旬は繁殖期の走り、下旬には本格的に繁殖期に入ることが推測された。2月から3月中旬頃までが繁殖期のピークであり、4月中旬頃から終息に向かう。そして5月下旬には繁殖期の終盤を迎えると考えられた。

気温のデータを見ると、1月下旬から日中の最高気温が20℃を超える日が出現し始めたことがわかる。これに伴って一日の寒暖差も大きくなり、季節変化による気温の上昇や寒暖差の変化が繁殖行動の活性に影響している可能性が見受けられた。

奄美における本種の繁殖期は、4月から5月と言われていた（Utsunomiya *et al.* 1979）。しかし、今回の調査では繁殖最盛期は2月から3月半ばであり、また、大海（2006）でも、繁殖沢でオスが多く見られるのは2月中旬から4月中旬であったことを合わせても、1979年のデータより少し時期が早い。この30年近くの間繁殖時期が早まった可能性もあり、繁殖時期が気温の影響を受けているのであれば、温暖化など

の影響も考えられ、興味深い。今後さらにモニタリングを継続することが必要であろう。

4-2：成体の行動圏

今回の調査では、繁殖期から非繁殖期前半の動きを追跡することができた。繁殖活動中のオスはだいたい沢の中（写真6）において、数m～数十mのごく限られた範囲で活動していた。繁殖期のメスは1個体しか追跡できなかったが、やはり1ヶ月余りは沢の中で活動していた。非繁殖期には、沢から離れ森へ移動していた。しかし、沢から200m近くまで離れる個体がいる一方で、沢の近くに留まるものもいた。また、非繁殖期間に1ヶ月以上追跡できた個体のデータから、非繁殖期には概ね直径100m程度の範囲内で生活していると推定されたが、個体によっては長期間で長距離を移動する場合があった。以下繁殖期と非繁殖期の動きについて考察する。

繁殖期の行動パターンと移動範囲

繁殖期間中、オス4個体を追跡できた。その結果、T12は4月3日から5月9日まで1ヶ月余り沢の中の、全く同じ場所にいたと推測された。T13は10日しか追跡できなかったが、その間1週間はやはり同じ場所にいた。T10では全く同じ場所にいたことはなかったが、2月11日から4月25日まで2ヶ月余りで沢を10mほど動いただけなので、ほぼ同じ場所で活動してい

たといえよう。T11の場合は、2月15日から4月3日まで沢を下りながら約65m移動した。しかし、そのまま下ることはなく、その後4月10日以降には沢から外れて活動を始めた（非繁殖期の活動に入ったものと推測した）。以上から、繁殖期のオスの行動範囲は沢すじ数十m程度と推測された。オスは繁殖沢に長期間滞在し、繁殖に適した穴のそばなどでコールを行ってメスを呼ぶ（大海 2006）。本研究の結果は、複数の繁殖沢を移動しながらコールしているのではなく、長期間同じ繁殖沢でコールを行っていることを裏付けるものであった。夜間は沢でコールを行い、昼間は同じ場所に戻って休んでいると考えられる。沢に沿って10mほど動く場合は、コールを行う穴の変更か、休み場所の変更の2点が考えられるが、他のオスとの関係も考えられ（繁殖穴の取りあいなど）、今後の研究課題としたい。

メスについてはT09の1個体のみしか追跡できなかったが、捕獲地点は沢から100m以上離れた場所であったので、沢には繁殖のため下ってきたものと推

測した。そしてやはり1ヶ月余りの間、沢のごく狭い範囲にいた（写真7）。メスはオスと異なり、沢に定着する必要はないと考えられ、産卵を終えたらすぐに沢を離れると推測していたが、1ヶ月ほど滞在することが分かった。産卵を行ったかどうかは明らかでないため、産卵まで定着し、その後動いた可能性もあるが、メスにとっても、沢は重要な生息環境であることに変わりはない。

非繁殖期の行動パターンと移動範囲

繁殖活動を終えた成体は沢から離れていく。非繁殖期の各個体について、所在確認地点のうち、最寄りの沢から最も遠い地点と沢までの水平距離を地図上で調べた（表1）。繁殖期だけしか追跡できなかったT10とT13を除いた、10個体での平均距離は108m（35～200m, SD=61.1）であった。非繁殖期の行動圏としては、沢から遠く離れた森林内に移動する可能性もあると考えていたが、実際はあまり沢から離れていなかった。確かに、あまり沢から離れた森林内で本種を見かけることは少なく、本種の行動圏は、非繁殖期においても沢の近くに限定されているのかもしれない。非繁殖期における行動圏の雌雄差は、標本数は少なかったものの、はっきりとは見られなかった。非繁殖期に雌雄が求めるもの（隠れ家や餌資源など）は同様であると考えられることから、この結果は妥当と考えられる。



写真6 繁殖が行われる沢の景観



写真7 T09の所在が確認された沢。
岩が積み重なった隙間などに潜んでいた。

非繁殖期間中に所在を追跡できた日数は長いものからT11 (92日)、T17 (73日)、T20 (57日)、T16 (39日)、T14 (32日)、T19 (21日)、T18 (17日)、T15 (10日)であり、この間、個体ごとに最も離れた所在確認地点の距離は、20~330mであった(表1)。T14やT17、T19はほぼ一方向に向かっていたために距離が伸びたが、移動の際の方角が一定せずに行ったり戻ったりしている個体が多く、そのような個体は直径100m余の範囲に収まっていた。比較的長期間追跡できた個体についてその動きを要約すると、2~4週間は数~十数m程度のごく狭い範囲または1ヶ所に留まって活動し、その後数日間に大きく数十m移動して、再びごく狭い範囲内で活動、その後また大きく移動する、というパターンがうかがえた。とどまっている場所は、木の根元や岩の隙間の穴(写真8)、高さ数十cm~数mの樹上(樹幹)、道路わきの草むら、蓋付き側溝の中、堆積したゴミ(材木やトタン板、ポリバケツのプラスチック片など)の隙間、草陰の地面の窪みなどだった。T11のよう

に、高さ2mから5m、あるいはそれ以上の樹上にいることもあった(写真9)。共通することはいずれの場所も湿っていることで、道路わきの草むらといってもよく陽の当たる乾燥した場所にいたことはなかった。夜間動き回ってまた元の場所に戻るのでは、と考えられたが、一晚調査の結果からは、夜間もほとんど動いていないことが分かり、小雨であっても全く動かない場合もあることが観察された。本種は元々あまり動かず、湿り気がある比較的安全な場所を見つけるとそこに留まり、必要がない限り動かない生活を送っているのだろう。活動するかどうかは、従来考えられていたような、湿度や降雨だけでなく、他の要因などにも左右されると考えられる。たとえば、非繁殖期の活動といえば、主に採餌のためであろうと想像される。本種の食性に関する当会の先行調査によれば、概ね非繁殖期にあたる夏季には、森林の地表に多くいるカマドウマなどの直翅目昆虫をはじめとしてヤスデやナメクジ、ミミズなど雑多な小動物を捕食しており、餌資源によって生息地が



写真8 T17の所在が確認された沢の穴(岩の隙間)



写真9 樹上(地上高さ2m)にいたT11(6月13日)

規定されているわけではなさそうである。とすれば、空腹になるまでは隠れ家にじっとして、空腹になってから餌を探しはじめても、広い範囲を歩き回る必要はさほどないのかもしれない。一晚調査で唯一動きの確認されたT20は、同じ場所に戻っていたが、このT20を含めて全ての個体について、どこか1ヶ所を巣として1ヶ月以上にわたって利用するようなことはなかった。採餌のためなどで一度離れた場合は、元に戻ることもあるが、新たに適した場所でとどまることが多いと考えられる。また、捕食者対策などで頻繁に場所を変える必要があるのかもしれない。本種があまり長距離の移動をしない種であり、長期間同じ場所を利用しないのであれば、留まるのに適した場所が少なくなった場合、次の隠れ家を発見できなくなっていく可能性もある。もともとの奄美の森を想像すれば、大木の樹幹のうろや根元、倒木の下や陰の隙間など、現在の森に比べて身を隠す場所は多かったであろう。近年問題となっている森林伐採や林道敷設などは、森林の湿度や空間構造、空間の複雑さなどを変化させ、本種の隠れ家に適した場所の質や量の低下につながっている可能性がある。一度に移動する距離である数十mを越える伐採地があれば、隠れ家のない状態で長期間の移動をしない本種にとっては、越えられない障害となるだろう。また、周辺が乾燥し、適した隠れ家が減少して移動を妨げるのかもしれない。これらの観点は、本種の保全において考慮すべき重要な点になると考えられる。実際に今回の調査では、同じ隠れ家を複数の個体が利用していることが明らかになっており（T15とT18が側溝のほぼ同じ場所に居た）、隠れ家となるような場所はあまり多くないのかもしれない。

今回の調査地を通る林道は、幅4~5mと距離的には1晩に移動することが可能なものであり、T11やT20では、その行動範囲の中央を林道が通っているが、林道を挟んで行ったり来たりしていることが明らかになった。林道は隠れ場所となる構造物がなく、リュウキュウコノハズクやノネコなど天敵に襲われる機会を増加させると考えられる。また、ハブ捕り（奄美ではハブの買い上げを行っている）やエコ

ツアーの車によるロードキルの可能性もある。実際に夜間の林道では何度もハブ捕りの車と遭遇し、また、T20は通行中の車に轢かれてもおかしくないような道端に日中潜んでいたこともあった。本種が行動圏に林道を入れて生活していることは、頻繁な林道の横断につながるため、捕食や轢死の危険性が高まっていると考えられる。ロードキル対策の啓蒙活動や、ノネコ対策が今後も重要であることを示唆した結果と言える。

本調査では、長期間の同一個体追跡を目指した。結果的には1年を通じて同一個体とはならなかったが、同一個体について最高145日にわたり19回の確認を行うことができた。また、複数個体のデータを合わせることで、ほぼ通年の動きを明らかにすることができた。これまで、カエルの発信機装着による追跡は長くても1ヶ月程度にとどまり、ここまで長期間にわたる調査は行われておらず、非常に貴重な資料を提供できたと考えている。同一個体の装着が最高5ヶ月にとどまった理由としては、発信機の脱落、死亡、電波の見失いによった。助成期間中に装着した12個体のうち、発信機が脱落したのは5個体、装着個体が死亡発見されたものが2個体、入感がなくなり、位置特定できなくなったものが3個体であった。脱落については、結び目がほどけているものはなく、腰から脚を抜けてはずれたか、もしくは何者かに捕食され、発信機だけが残ったと考えられる。装着方法については3年前から改良を重ね、長期間使用に耐えうる形を採用したが、微妙な結び目の強さや、装着個体の体型変化によって抜けてしまうことが避けられなかった。きつめに結んだことで傷をつけてしまった個体（T11）もあり、対象種が希少種であることを考えると、抜けることを考慮しても緩めに結ばざるを得ないであろう。（ただし、T11については、腰への装着によってできた傷が、その後肩への装着に変更して27日目の視認時には完全に回復していることが確認されている。）死亡した2個体の死亡要因については、死体からは明らかではなかった。2個体とも大きな傷はなく、老衰の可能性もあった。電波を捕捉できなくなった3個体については受信していた場所から沢沿いに400mほど徒歩

で、また、林道沿いに1kmほどアンテナを持って車で走り、それぞれ探索を行った。また、その後も調査時には当該電波を繰り返し確認したが、入感しなかった。電波を捕捉できなくなったのが6~15日の間であったことから、そのような短期間に長距離の移動を行うとは考えにくく、発信機の不良による電池切れと考えられた。このように、テレメトリーによる行動範囲の調査では、特に長期の場合、どうしても脱落や死亡、逸失などが起こりやすく、装着個体数を複数にすることでデータを埋めることが、今後の研究において考慮すべき点と言える。

4-3 : 幼生の分散

流下距離

イシカワガエル幼生の移動範囲は、孵化した岩穴から下流方向へ流れていく距離と考える。識別を施した個体のうち、最も下流で発見されたのは放流地点から約90m下流のオレンジ色識別の個体であった。これは2009年の5月に識別を施した個体であるので、1年かけて90m流下したことになる。一方、2010年の2月および6月に識別を施した黄色もしくは緑色の幼生については、2010年9月現在、最も下流で約60mであった。しかし、流下した幼生のほとんどは38m地点にあるNo.10より上流であり、特に8m地点のNo.13より上流が多かった。今回の調査では、放流地点から125mまでを調査区間としているが、識別幼生の発見個体数は距離とともに減衰し、100mより下流では発見されていないことから、調査区間より下流へ、今回の識別個体が流下している可能性は低いだろう。また、4月の調査時には、調査距離を伸ばし、より大きな沢との合流地点（約250m下流）までの調査を行ったが、識別個体は発見されなかった。

調査を行った沢では、イシカワガエルの繁殖は主にNo.13より上で行われているが（大海 2006）、No.1からNo.12の間においても、上流よりは低密度であるものの、2月の調査時にコールを行っているオスが見られるなど、繁殖は行われているようであった。そのため、下流でカウントされた幼生は、上流から流下してくる個体と、その場で孵化した個体が混在していると考えられる。幼生の個体数カウントの分布（図14）では、No.10の溜まりより上、および

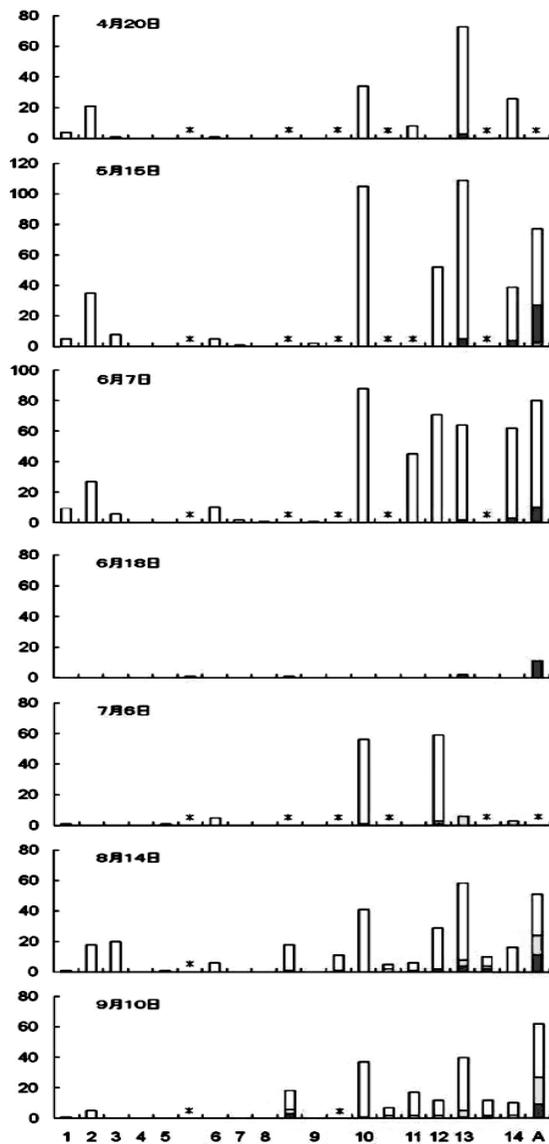


図14 調査沢の各溜まりで発見されたイシカワガエル幼生の個体数。濃淡色部分は各色のイラストマーで識別された幼生の個体数を示す。〈灰：黄色、黒：緑色、濃灰：オレンジ色（5月15日溜まりAの一番下）〉各調査日でカウントを行わなかった溜まりは*で示した。6月18日は溜まりにいる幼生の総個体数カウントは行わず、イラストマーのついた幼生の個体数のみのカウント結果であり、また、7月6日は天候不良のため、No.13、14の溜まりにおいては総個体数のカウントはできなかった。

No.2と3に多く、その間にはあまり見られなかった。この理由としては、この二か所で主に孵化が起こっている可能性と、No.4から9までが幼生が留まりにくい場所である可能性の二つが挙げられる。イラストマー識別幼生はNo.4より下では発見されていないこと、また、溜まりの性質はNo.4から9とそれ以外に特に大きな違いが認められないことから、上流で孵化した個体はNo.10までに主に溜まり、No.2、3に見られる個体は下流で孵化した個体である可能性が高い。

以上より、イシカワガエル幼生は、孵化した場所から40m程度でとどまる個体が多く、1年ほどかけてゆっくりと90m程度流下すると考えられた。ただし、No.2、3の溜まりには幼生が生息していることから、生息には適していると考えられ、90mより下流まで流下する可能性もある。イシカワガエルの幼生は2年以上成長を続ける個体がいることが分かっている（大海他、2011）。今後継続して調査を続けることで、2年間の間にさらにどれくらい流下するのか、明らかにすることができるだろう。

調査を開始する以前は、幼生の流下距離は数百mではないかと考えていたが、幼生が観察される沢の距離はそれほど長くはなく、中でも最大100mほどしか流下しないことが分かった。イシカワガエルの繁殖に適した沢は、水量が少なく、岩穴の多く存在する沢の最上流部に限られる。そのような場所は元々多くはないが、繁殖地によっては、沢の上流部数十mしか幼生の生育に適さないような沢もあると考えられ、その場合は、それ以上流下した幼生は生存できないと考えられる。最低100mほどは幼生の生育に適した沢でなくては、たとえ繁殖に適した岩穴があったとしても変態まで生存できる幼生に限られてしまうと考えられる。幼生は、緩やかに水流があり、水深がそれほど深くない（50cm以下）場所に多く、そのような場所が生育に適していると考えられた。今後調査する溜まりの数を増やし、幼生の数と、サイズや温度、流速、ヨシノボリやサワガニの有無との関係などを明らかにすることで、イシカワガエル幼生の生育に適した環境条件を明らかにしていきたい。

流下の起こる原因については、水の流れによって受動的に流されていく場合と、能動的に泳いで下流へ向かう場合の二つが考えられる。幼生の遊泳能力がどの程度沢の水流に抵抗できるものか分からないが、特に雨後の沢における流速は非常に高く、おそらくは受動的な流下が多いのではないかと推察される。ただし、幼生が生息している溜まりの幼生密度が高くなったり、餌資源が減少したりした場合、また、流された先の溜まりが生息に適していなかった場合などには、幼生がよりよい生息環境を求めて能動的に流下する可能性もある。幼生の流下要因とその内訳については今後の課題の一つである。

流下割合

放流を行った溜まりAで観察された個体数と、下流で観察された個体数を比較することで、各調査日において生存している個体のうち、流下していた割合を計算した（表5）。どの溜まりにおいても死亡や変態が起こる確率や、発見効率が等しいと仮定している。たとえば2010年9月の時点では、識別幼生を放流した溜まりAでは、黄色幼生が18個体、緑幼生が9個体観察された。同日に下流で発見された黄色個体の総数は16、緑個体は6であったことから、黄色個体は3ヶ月で47%、緑個体は7ヶ月で40%が下流へ移動したことになる。下流で発見された個体の割合

表5 各調査日において、溜まり A とそれより下流で発見されたイラストマー識別幼生の個体数。括弧内は全観察個体数のうち、下流で見つかった個体の割合（%）。7月は天候不良のため溜まり A のデータがなく、下流の個体数のみ。

	溜まり A		下流	
	緑	黄	緑	黄
5月15日	24	-	9 (27.2)	-
6月7日	9	-	5 (35.7)	-
6月18日	11	-	3 (21.4)	-
7月6日	-	-	1	12
8月14日	11	13	8 (42.1)	11 (45.8)
9月10日	9	18	6 (40.0)	16 (47.0)

合は、5月6月は3割前後であったが、8月9月は4割を超え、特に黄色個体で高い値を示した。流下割合はおおむね時間がたつにつれて増加しており、溜まりに残っている個体が徐々に流下していくためと考えられた。ただし、流下の起こりやすさは一定ではなく、8月の流下割合の増加が大きかった。これは、5月下旬から7月下旬の梅雨に伴う大雨が一因と考えられる。気象庁名瀬測候所の毎日の10分間最大降雨量データをグラフにしたものを図15に示す。名瀬と調査地では雨の降り方は異なるものの、この時期に強い雨が多いことが分かる。雨によって増水した沢では、流下が起こりやすくなるのだろう。今後、降雨量や流速と、幼生の流下との関係を明らかにしていきたい。

幼生のサイズによっても流下の起こりやすさは異なるようであった。放流を行った時期が異なるので、流下割合を直接比較することはできないが、緑色の幼生は2月から6月までの間はほぼ10m以内に留まり、6月18日の調査で初めて60m下流で発見されたのに対し、当年個体の黄色マークの幼生は18日後に38m下流(No.10)まで流下していた。また、溜まりAで見つかる個体数に対する下流で見つかる個体の割合も、8月9月ともに緑色よりも高かった。これらのことから、緑色の識別個体のほうが黄色の識別個体よりも流下速度は遅いと言える。緑色に識別をし

た幼生は体サイズが大きく、遊泳能力も高いと考えられるため、水の流れに伴う受動的な流下が起こりにくいと考えられる。今後、黄色個体を継続して追跡を行えば、黄色個体の成長に伴って、流下が起こりにくくなるかどうか、明らかにすることができるだろう。

個体数の減少について

調査は、幼生が活発となり、岩陰から出てきて採食などを行う夜間、20時頃から行い、なるべく多くの個体を観察するように努めたが、岩陰などに隠れている個体も多いと考えられ、カウントされたのは実際に沢に生息している個体数の一部であろう。しかし、それを考慮しても、溜まりAで観察される個体数は、放流個体数(黄色283、緑87)に比べると相当数の減少を示し、2010年9月10日時点で発見された総個体数は、黄色34、緑15であった。幼生の減少には、マーカの損失、死亡、変態、などの要因が考えられる。マーカの損失率および自然死亡率については、6月の黄色識別個体を現在飼育確認中であるが、9月20日時点で15個体中10個体が生存しており(67%)、生存個体については全個体がマーカを保持していた。マーカの損失や死亡は、確認個体数の大きな減少にはつながりにくいと考えられる。そこで、個体数の最も大きな減少要因は、増

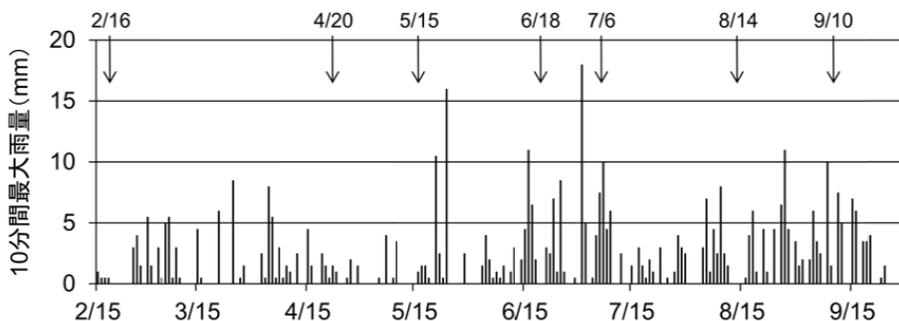


図15 調査期間の気象庁名瀬測候所における10分間最大降雨量データのグラフ。主な調査日を矢印で表す。

水に伴う生息適地外への流失ではないかと推察している。奄美大島では、多い日には1晩に100mmもの大雨が降ることもあり、このような場合沢は濁流となり、人間の力では到底動かせない岩が流されるほどの流速となる。幼生は岩穴の奥や落ち葉の下深くなどに避難するものと考えられるが、避難が十分でないなどの理由によって流れに巻き込まれた場合は、流されてしまうだろう。一気に川幅の広い下流まで、数百m流される可能性も考えられる。このような流下が起こった場合、幼生が生存していくのは難しく、そのまま死亡することが多いのではないだろうか。幼生の遊泳能力で対応可能な、1年で100m弱というゆっくりとした流下でのみ、生育に適した溜まりに留まって成長を続けると考える。もし生息適地外への流失が、個体数の減少の大きな要因となっているのであれば、たとえば集水域の森林の伐採が、沢の水量を不安定にすることで、幼生の死亡率に影響を与えていることになる。森林伐採がカエルに与える影響は、生息地破壊や、餌資源の減少などを経た影響として捉えられやすいが、幼生のステージにおいても、沢の水量の安定化という面を考慮していかなくてはいけないと考えられる。特に、イシカワガエルの一生において、幼生のステージは2年という長期にわたる。長期間安定した環境を維持することが、本種の保全において重要となるだろう。

5. まとめ

奄美に生息するイシカワガエルの繁殖期は1月中旬から5月中と考えられ、最盛期は2～3月であった。これを基準に、成体の繁殖期と非繁殖期の行動を分析すると、イシカワガエルの通年の行動パターンとしては、繁殖期は特定の繁殖沢周辺で動かず、繁殖期が終わると沢から平均108m、最大200mほどまでは離れるものの、遠く森林内までは行かず、1ヶ所にしばらく留まってはたまたま採餌を行い、少しずつ留まる場所を変えていくという生活をすると考えられた。沢から離れた後、非繁殖期の行動範囲は林内では直径約100m程度にとどまるものが多いが、沢に沿って300mを超えて移動す

る個体もいた。個体によって動きに差があるものの、成体1個体の通年の行動圏は、繁殖を行う沢を含み、平均で200m圏内、広い個体で500m程度の範囲と考えられた。行動圏は沢の近くや沢沿いがほとんどで、ある程度の湿度を必要としていることが推測された。沢から離れると、隠れ場所として適した場所が少なくなるのかもしれない。さらに、地表面の動きだけでなく、地中や樹上といった立体的な生活空間を利用していることも明らかになった。隠れ場所として適した場所が、行動範囲に質量ともに十分であることが、本種の生息には必要不可欠であると考えられた。

幼生の行動範囲は、孵化から1年間で、50%以上が流下していき、最長で孵化した岩穴から下流100m程度まで流下する個体がいることが分かった。2年間という幼生期間の間にはさらに流下する可能性もあり、繁殖に適した場所から下流部最低100mほどは幼生の生育に適した環境でなくては、幼生から変態まで生育できない個体が多くなることが明らかとなった。また、幼生の流下や流失には水量の変化が大きく関わってくる考えられ、周辺の森林環境が幼生に影響を与える経路を示すことができた。

本種の分散、移動範囲は、予測よりも狭く、成体、幼生ともにあまり動かないようであった。繁殖に適した沢への依存度が非常に高いため、その沢の環境が変化した場合の影響は大きいと危惧される。本研究の結果からは、イシカワガエルの保全には、繁殖を行う沢を含む500m以上の範囲の環境保全が重要と考えられた。しかし、生息地としての範囲を保全するだけでなく、森林の湿度や土壌構造、沢の水量などの安定が重要であることから、生息地の質や、その質を守るためにさらに広い範囲を考慮する必要があることも明らかになった。

本研究は、イシカワガエルの通年の行動圏を明らかにすることを念頭に、従来対象とされがちな、繁殖期の成体だけでなく、非繁殖期の成体や、幼生のステージも考慮した。これにより、より現実的に即した保全範囲を提示することができたと考えている。しかし、本研究においても、変態直後

から成体になるまでの、幼体のステージについては考慮できていない。一般に鳥類や哺乳類では、出生分散と呼ばれる弱齢個体の分散が知られている。カエルにおいても、成体になるまでに分散し、新しい生息地を開拓する可能性があり、弱齢において今回の調査結果よりも長距離の分散を行っているかもしれない。個体への負担を考えると、小型個体への発信機の装着は不可能であることから、このステージの分散を明らかにするのは非常に難しい。今後は、分子生態学的手法を用いるなどして、幼体のステージについても明らかにしていく必要があるだろう。最終的には、それぞれの繁殖沢、沢を中心とした生息地を守る森林、そして沢と沢をつなぐ分散経路、を全て考慮に入れた、立体的な生息環境保全の提言を目指していきたい。

謝辞

本研究を行うに当たり、奄美野生生物保護センターの皆様、森林総合研究所・山田文雄氏にご協力いただきました。この場を借りて深く感謝申し上げます。

参考文献

- 大海昌平. 2006. 奄美大島におけるイシカワガエルの繁殖生態: 繁殖期における雌雄の動きと飼育下の産卵行動. 爬虫両棲類学会報, 2: 104-108.
- 大海昌平・岩井紀子・小野桂壽. 2011. 野外におけるイシカワガエルオタマジャクシの成長・発育. 日本爬虫両生類学会報, 2011(1): 8-13.
- Yasuyuki UTSUNOMIYA, Taeko UTSUNOMIYA, Seiki KATSUREN. 1979. Some Ecological Observations of *Rana ishikawae*, a *Rana* Frog Endemic to the Ryukyu Islands. Proc. Japan Acad., 55, Ser.B.

Ishikawa's Frog *Rana (Odorrana) ishikawae* is an endangered species endemic to Amami Island and Okinawa Island, whose ecology is mostly unknown. In order to provide essential ecological knowledge for the conservation of this species, we revealed 1) breeding season, 2) home range of adult individual, and 3) dispersal distance of tadpoles. Their mating call was recorded from late January till May with a peak in February to March. By tracking 12 individuals by radio telemetry, we revealed that adults stay around a certain stream during breeding season. In non-breeding season, they repeatedly changed their refuge within a few hundred meters near a stream, spending a few week at each refuge. During larval period, they flowed down for 90 m in a year. It was indicated that conserving streams and its surrounding forests, especially within 500 m from the stream, is important for the conservation of this species. The quality of forests should be highly concerned because availability of refuges and stability of stream flow were suggested to have large effects on the survival of *Rana (Odorrana) ishikawae*.

サシバ (*Butastur indicus*) の狩場環境の創出にむけた 草刈りや杭の設置の保全的効果の検証

岩手大学農村生態系再生研究会

東 淳樹¹⁾・河村 詞朗¹⁾・河端 有里子¹⁾・金子 絵里¹⁾

糸川 拓真¹⁾・堀江 佑輝¹⁾・村上 寛尚¹⁾

Effect of supplemental perch site and mowing the grass on creation hunting site of Gray-Faced Buzzard

Iwate university convention of regenerate ecological system on farming village

Atsuki Azuma, Shirou Kawamura, Yuriko Kawabata, Eri Kaneko,

Takuma Itokawa, Yuuki Horie, Hirohisa Murakami

サシバは繁殖のため日本に渡来する夏鳥である。近年開発や耕作放棄の影響により、その生息地である里地里山環境が減少している。既往の研究成果から本種の保全において狩場環境が特に重要であることが示されている。本種の好適な狩場の条件として、農地に止まり木が存在していること、止まり木周辺の草地の植被・草丈が低いことが明らかとなっている。そこで、本研究では農地周辺に杭を設置し、その周辺の草刈りを行うことにより、人為的に本種の狩場の創出を試みるとともに、その効果を検証した。その結果、この手法を試みた実験地で本種の採食行動が多数回確認され、実験地が好適な狩場として機能していた。しかし、別の実験地では採食行動が全く確認されなかった。今回の保全手法は狩場創出に対し、一定の効果があると考えられた。しかし、保全手法の実施区域は巣との位置関係や他種との競合関係を踏まえ、慎重に選定する必要があることが示唆された。

1. はじめに

1-1 : 背景と目的

サシバ (*Butastur indicus*) はタカ目タカ科サシバ属に分類される中型の猛禽類である。本種は繁殖のために春に日本に渡来する。開析台地を刻む谷に発達する谷津田とそれを囲む段丘崖や丘陵、低山に斜面林が残存している環境を繁殖地として選好することが明らかとなっており (東ら 1998、東ら 1999、百瀬ら 2005)、繁殖地においては両生類や爬虫類、昆虫類といった小動物を捕食する (石沢・千羽 1967、久保上 1989、河端 2010)。しかし近年、開発によ

る里山の面的な減少や耕作放棄による質的な劣化に伴い、本種の生息地適地が減少し、生息数が激減してきていることが報告されている (kawakami & Higuchi 2003)。これを受け、2006年には環境省の定めるレッドリストに絶滅危惧II類として記載された。また、耕作放棄地の面積は増加の一途をたどり、2010年の耕作放棄地の面積は1991年の1.82倍となっている。農業従事者の高齢化も加速しており、2010年の農業従事者の平均年齢は65.8歳となっていることから (農林水産省 2010)、今後も農地の耕作放棄が進行することが予想され、それに伴い本種の生息

1) 岩手大学農学部 (岩手県盛岡市上田3丁目18-8)

地の減少も加速することが心配される。しかしながら、本種の保全へ向けた具体的な取り組みの事例は少なく、また、それらは市民団体によるものである。そこで、本研究では、本種の保全へ向け、具体的な保全手法を実施し、その効果を客観的に評価することを目的とする。実施する保全手法は岩手大学農学部のこれまでの研究成果をもとに立案した手法を用いる。以下に、既往の研究を整理し、これをもとにした保全手法を説明する。

1-2：既往研究の整理

猛禽類の生息地の条件として、営巣環境、狩場環境等が考えられる。本種の営巣環境については、孤立林での営巣が報告されており（植田ら 2006）、本調査地周辺でも孤立林での営巣が確認されていることから（未発表）、生息地選択における営巣環境の重要性は他の条件に比べ低いと考えられる。また、東 2004、百瀬ら 2005、植田ら 2006はサシバの生息には狩場環境が重要であることを示していることから、本研究においては、狩場環境創出へ向けた保全手法を検討した。

岩手大学では岩手県花巻市東和町周辺にて本種の生息分布調査や、生態調査を2007年から行ってきた。巢上にCCDカメラを設置し、本種の雛への給餌行動を観察した結果、給餌の約60%がカエル類、約25%が爬虫類であったことから、この地域における本種の主要な食物動物がカエル類、爬虫類であることが明らかとなっている（河端 2010）。カエル類、爬虫類は水田周辺に生息しており、定点観察法による行動観察からも水田周辺において採食行動が多数確認されていることから、水田周辺が本種の重要な狩場環境となっているのは明らかである。また、本種は待ち伏せ探索型の採食形態を採り、採食時に必ず止まり木にパーチする。この採食特性に着目し、行動観察の結果から採食パーチの多い環境を分析したところ、農地の周辺に電柱が存在している環境を狩場として選択していることが明らかとなった（河村ら 2010）。このことから、水田周辺に止まり木がある環境が狩場として好適な環境と考えられる。また、行動観察時に採食地点が特定できた際に、その地点の植被・草丈を計測したところ、植被の平

均が約45%、草丈の平均が約10cmと低い値を示した（熊谷 2008）。植被・草丈が低いと食物動物を見つけやすくなり、また、採食成功率も上昇するのではないかと推測される。これらの結果を踏まえ、本種の狩場として好適な環境とは、農地に止まり木が存在しており、周辺の草地の植被・草丈が低くなっている環境といえる。止まり木が存在している環境は農地に人為的に杭などの構造物を設置することで創出でき、植被・草丈が低い環境は草刈りを頻繁に行うことで創出できる。本研究では、上記の2つの保全手法を実施し、本種の狩場を人為的に創出する。また、保全手法の実施前とあとで本種の生息地内の空間利用の状態を比較することにより、今回実施する保全手法の効果を客観的に評価する。



写真1 定点観察調査の様子



写真2 杭の設置作業①

2. 方法

2-1：調査地

本実験は岩手県花巻市東和町の本種の生息地SNで行った(図1)。SNは2007年以降本種の繁殖が継続して確認され、2008年、2009年と定点観察による行動観察が行われており、調査地周辺の本種の空間利用の状況が把握されている。杭の設置および草刈りは地元の農家の方の協力のもとSN周辺の非耕作水田を2カ所、計90aで行った。尚、1カ所は20aに杭を6本(以降、実験地Aと呼ぶ)、もう一方は70aに14本の杭を設置した(以降、実験地Bと呼ぶ)。両実験地ともに2008年、2009年の行動観察において採食行動はほとんど確認されていない。2010年の営巣木と各実験地における杭の設置の位置を図2に示す。また、2008年の巣の位置と定点観察により確認されたパーチ地点を用いMCP法により算出した95%行動圏を図3に、2009年の巣の位置と95%行動圏を図4に示す。なお、図3、図4においても杭の設置位置を示しているが、杭の設置は2010年4月9日に行っているため、調査時は存在していない。実験地Aは2010年の

巣に非常に近接した位置となっている。これに対し、実験地Bは巣から500mほど離れており、2008年、2009年の行動圏外となっている。杭の設置は4月9日、10日に行った。



写真3 杭の設置作業②

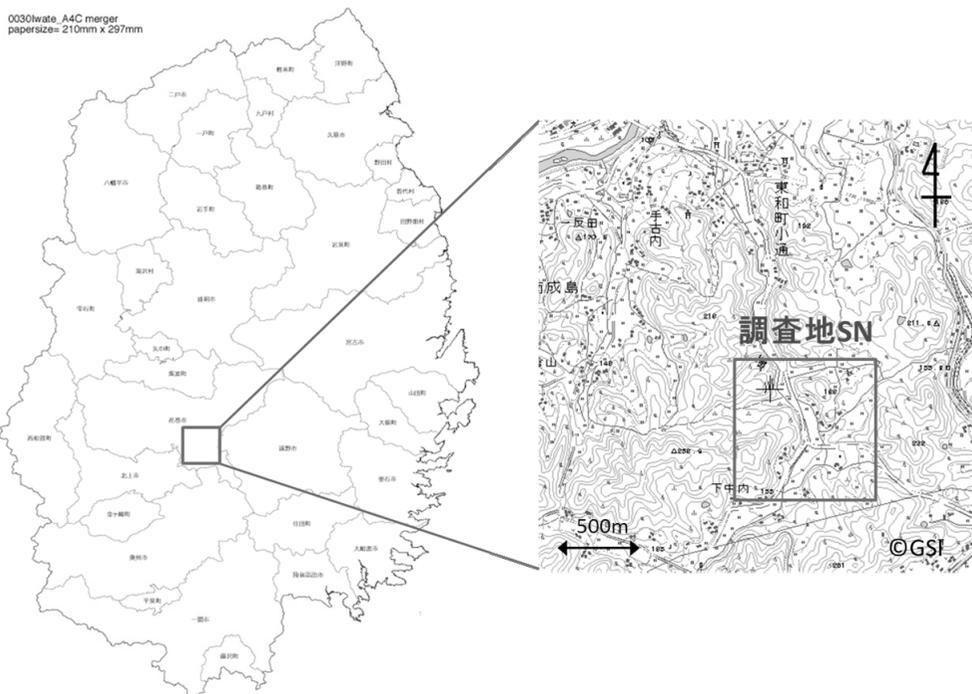


図1 調査地の位置と周辺の地形

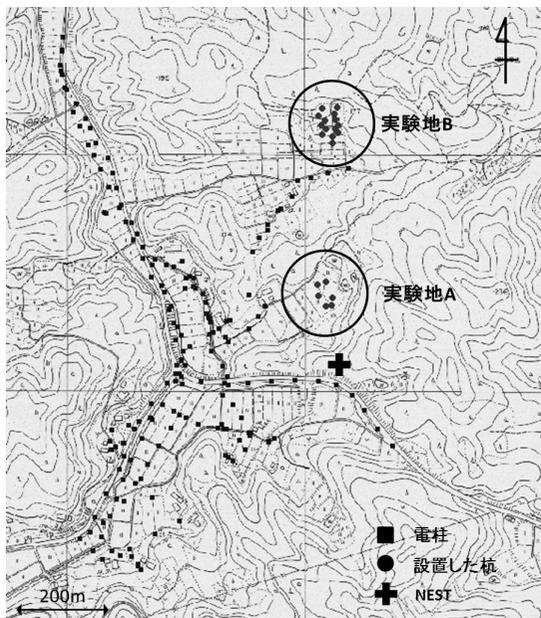


図2 2010年の巣の位置と実験地の位置および周辺の電柱の分布
 図内の+は巣の位置を、●は設置した杭の位置、■は電柱の位置を示す。

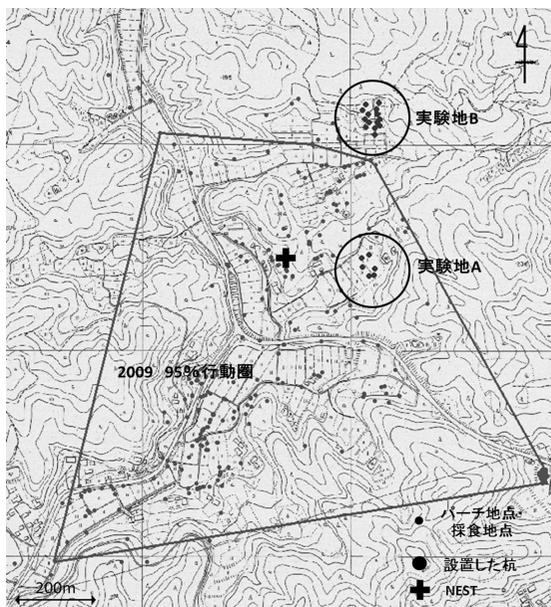


図4 2009年の巣の位置と95%行動圏
 図内の+は巣の位置を示す。95%行動圏は定点観察によって確認されたパーチ地点と採食地点をもとにMCP法により算出した。

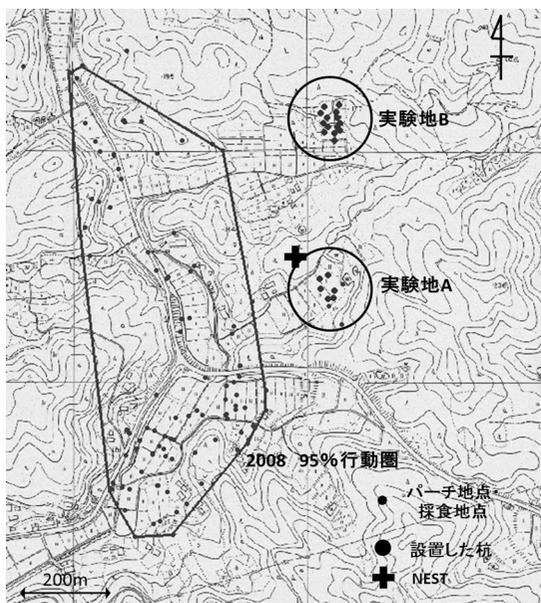


図3 2008年の巣の位置と95%行動圏
 図内の+は巣の位置を示す。95%行動圏は定点観察によって確認されたパーチ地点と採食地点をもとにMCP法により算出した。



写真4 実験地Aの様子
 矢印の下に杭を設置した。

2-2：実験方法

杭の設置面積および設置した杭の本数、2010年の巣からの距離を表1に示す。実験地の位置の巣の位置および行動圏との関係は前述したとおりである。杭は農園用の果樹の支柱を用い、高さ4mのものを使用した。2008年の調査から、本種のパーチ選択において、パーチ物の高さへの選好性は低いことが明らかとなっている（河村ら 2009）。また、東 2004は本種の生息地におけるパーチの高さを調べ、その50%が6m以下であったことを報告している。以上の研究報告より、止まり木の高さが本種のパーチ選択へ及ぼす影響は小さいと考えられる。

草刈りは実験地の草丈が常に20cm以下に維持されるよう、杭の設置以降、9月末まで随時行った。草刈りには市販の刈払い機を用いた。

表1 各実験地の面積と杭の本数、巣からの距離

	面積(a)	杭の本数(本)	巣からの距離(m)
実験地A	20	6	150
実験地B	70	14	500



写真5 設置した杭にパーチしたサシバ

2-3：現地調査

本生息地のペアの実験地の利用状況および生息地内の空間利用の変化を把握するために、定点観察法による行動観察を行った。定点観察には双眼鏡と望遠スコープを用い、本種のパーチ位置と採食地点を5000分の1地形図に記録した。その際、観察した個体の雌雄と行動を観察した時刻、採食行動の確認の有無、採食行動を起こした場合はその成否を可能な限り記録した。尚、2008年、2009年も同様の方法で行動観察を行っている。調査は5/30、6/6、12、20、26、28、7/4、11の8日間行った。調査時間は5:00～11:00、13:00～17:00の計10時間とした。定点数は原則5定点設置し、可能な限り生息地全体を見渡せるよう配置した。

2-4：解析方法

現地調査の結果から得られたパーチ地点をもとにMCP法に基づく95%行動圏を算出し、2008年、2009年の結果と比較した。また、GIS（TNTmips Microimage社）を用い、生息地周辺に50m×50mのメッシュを作成し、各セルの採食行動を起こしたパーチ（以下、採食パーチと呼ぶ）の回数を計算した。これをもとに、実験地を含むセルの採食パーチの回数を2008年、2009年と2010年で比較した。

3. 結果

3-1：2010年の繁殖成績

保全手法の効果を検証する前に2010年の本調査地の繁殖成績について述べる。2010年に渡来したペアのうち雄は2008年、2009年と同一の個体であったが雌は例年とは別の個体であった。2009年とは異なる林分に営巣し、巣立ち雛数は2羽であった。5月中旬から抱卵に入り、巣立ち日は7月4～6日であった。

3-2：実験地の利用状況

実験地Aでは採食行動が20回、設置した杭へのパーチが32回確認された。しかし、実験地Bでは採食行動およびパーチは確認されなかった。図5に採食に利用したパーチ物の割合を示す。2008年、2009年は電柱を利用した採食行動が多く、60%以上を占めている。それに対し、2010年は設置した杭を利用し

た採食行動の割合が30%以上を占め、電柱を利用した採食行動よりも多く確認されている。尚、本グラフにおける杭を利用した採食行動はすべて実験地Aで確認されたものである。

3-3：行動圏の変化

2010年の営巣木の位置およびMCP法に基づく95%行動圏を図6に示す。2008年、2009年と比較し、若干の違いはあるものの、大きな変化は見られなかった。尚、2008年の行動圏が狭く、また、営巣木を含んでいないのは調査時の定点数が少なかったためと考えられる。

3-4：高利用域の変化

図7～図9は生息地周辺に50m×50mのメッシュを作成し、各セルにおける採食パッチの回数を本種の狩場利用の頻度とみなし、これを図示したものである。図における十字は営巣木の位置を、丸印は電柱の位置、四角は杭の位置を示す。各セルの色が濃いほど狩場としての利用頻度が高いことを表す。尚、色がついていない範囲は採食パッチが確認されなかったセルである。2008年は実験地Aを含むセルのうち1セルのみで採食行動が確認された。2009年は実験地A、実験地Bともに採食行動が確認されていない。2010年は実験地A周辺の6セルで採食行動が確認され、2セルでは採食頻度が高くなっている。また、2008年、2009年では地図北西部で採食行動が確認されたが、2010年では全く確認されなかった。地図南西部はすべての年で採食行動が高頻度で確認されており、狩場として好適な環境が存在していると思われる。

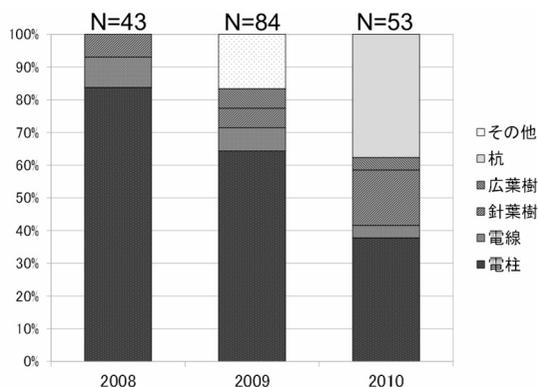


図5 採食に利用したパッチ物の割合
各調査年毎に採食に利用したパッチ物の割合を示す。2008年、2009年は杭を設置していないため、杭を利用した採食パッチは確認されない。

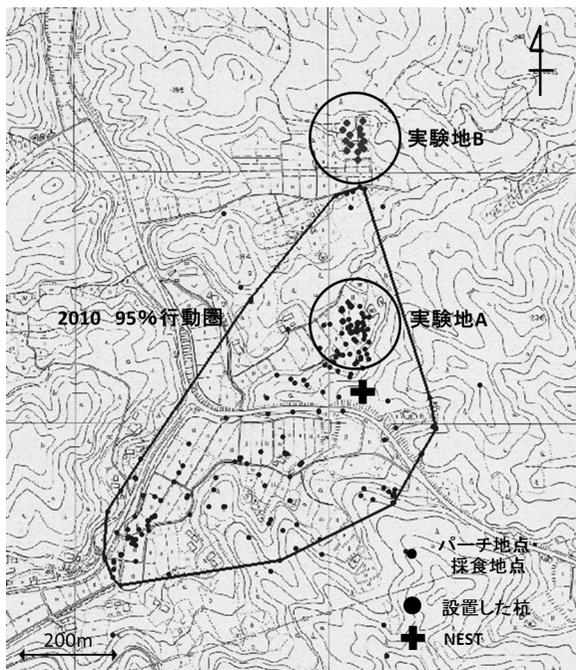


図6 2010年の巣の位置と95%行動圏
図内の+は巣の位置を示す。95%行動圏は定点観察によって確認されたパッチ地点と採食地点をもとにMCP法により算出した。

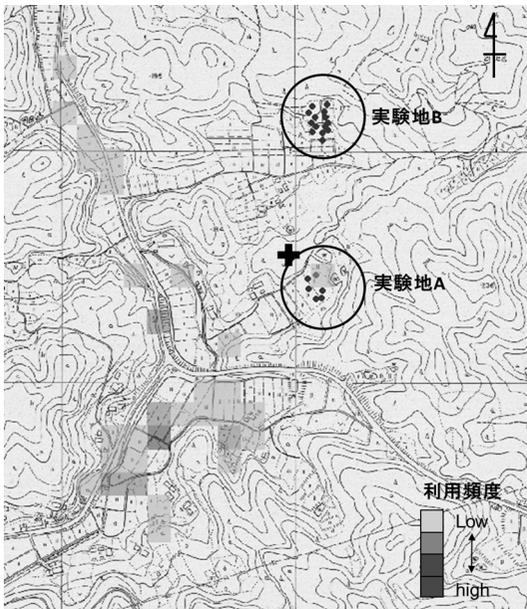


図7 狩場としての利用頻度の高いセル (2008)
 生息地周辺に50m×50mのメッシュを作成し、各セルで確認された採食パッチの回数を狩場としての利用頻度とした。色の濃いセルほど利用頻度が高くなっている。

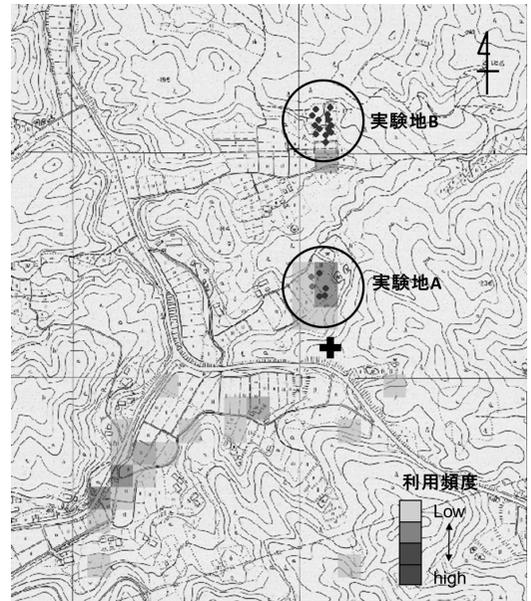


図9 狩場としての利用頻度の高いセル (2010)
 生息地周辺に50m×50mのメッシュを作成し、各セルで確認された採食パッチの回数を狩場としての利用頻度とした。色の濃いセルほど利用頻度が高くなっている。

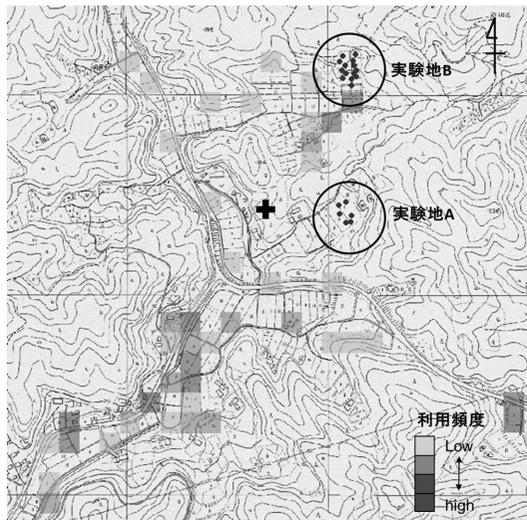


図8 狩場としての利用頻度の高いセル (2009)
 生息地周辺に50m×50mのメッシュを作成し、各セルで確認された採食パッチの回数を狩場としての利用頻度とした。色の濃いセルほど利用頻度が高くなっている。

4. 考察

今回保全手法を実施した実験地A、実験地Bのうち実験地Aでは高頻度に採食行動が確認され狩場として好適な環境が創出されたと考えられる。実験地Aでは、本生息地の個体の渡来直後からパッチや採食行動が確認されており、育雛期に限らず、繁殖期を通じて好適な狩場環境として機能していたと推測される。実験地Aの狩場としての利用頻度が高かったのに対し、実験地Bでは一度も利用されなかった。実験地Bは巣からの距離が遠く、利用しにくい位置であった可能性がある。また、実験地Bの周辺でノスリ (*Buteo buteo*) の営巣が確認されており、実験地Bはこのノスリのペアの行動圏内であった。そのため、種間競合の影響のため実験地B付近を利用しなかった可能性も考えられる。

これらの結果から、今回の保全手法は本種の狩場創出に対し一定の効果があると考えられる。しかし、

保全手法の実施区域に関しては事前調査等の情報から計画段階で十分に議論しておく必要性があり、こうした実施区域の検討が今後の最大の課題といえる。

また、今回の保全手法の実施はそのほとんどを岩手大学農村再生研究会のメンバーと学生アルバイトによって行っている。杭の設置に関しては地元の方の農家の方の指導の下行ったが、大きな労力が必要なものではなく、多少の肉体的負担はあるものの、人力による簡易な方法で設置できた。成人男性数人であれば誰でも行えるような作業であり、他地域で実施する場合も特別問題なく行えると考えられる。草丈の維持は刈払い機による草刈り作業を随時実施した。この作業も特に難しい作業ではなかったが、夏場の草刈り作業は肉体的負担が大きく、これを頻繁に実施する労力は非常に大きいものであった。他地域で実施する場合、草刈りの頻度の検討や人員の確保は十分に検討すべき問題であるといえる。

しかし、杭の設置と草刈りの実施という非常に簡易な保全手法は、地元住民が理解しやすく、その効果も目に見える形で表れるため、広く受け入れやすい手法といえる。また、今回の結果から実施区域等を十分に検討すればその保全的効果は高いものであるといえる。耕作放棄が進み、本種の生息地が減少している地域では、本保全手法を用いて生息地の環境を回復させ、本種の減少を緩和させることができるのではないと思われる、こうした保全手法を普及させていくことが今後の課題である。

本種は里山の人間の生活と密接な関係をもつ生物であるが、その知名度は高いとは言えず、本種が絶滅の危機にあることもあまり知られていない。本種の保全を進めていくためには、基礎研究と本研究のような保全手法の検討に関する研究とともに、社会への周知活動が必要不可欠である。保全手法を普及させていくためにも、今後はこうした周知活動を積極的にいき、本種の生態や置かれている状況を広く説明して行くことが大切である。岩手大学農村生態系再生研究会では今後も本種の調査を行うとともに、こうした周知活動を積極的に行って行く予定である。

謝辞

最後に本研究を遂行するにあたり多くの方の協力をいただいた。記してお礼申し上げる。千葉留雄氏には調査地において宿泊場所を提供していただいた。小原君雄氏、平野栄氏には実験田を提供していただくとともに、杭の設置方法についての助言をいただいた。岩手大学農学部の荒哲平、北野晴香、佐藤貴法、玉井祐輔、手塚茜、長尾雅代の諸氏には野外調査やデータ入力に協力をいただいた。

この研究はPRO NATURA FUNDによる助成金によって実施した。

引用文献

- 東淳樹・武内和彦・恒川篤史. 1998. 谷津環境におけるサシバの行動と生息条件. ランドスケープ研究, 63(5): 573-576.
- 東淳樹・武内和彦. 1999. 谷津環境におけるカエル類の個体数密度と環境要因の関係. 農村計画論文集, 1: 253-258.
- 東淳樹. 2004. サシバとその生息地の保全に関する地域生態学的研究. 我孫子市鳥の博物館調査報告書, 12:1-119.
- 石沢慈鳥・千羽晋示. 1967. 日本産タカ類12種の食性. 山階鳥研報, 5(1): 13-33.
- 河端有里子. 2010. 岩手県花巻市におけるサシバの繁殖生態—給餌動物とその発生动態—. 岩手大学大学院農学研究科農林環境科学専攻修士論文.
- Kawakami, K. and H. Higuchi. 2003. Population trend estimation of three threatened bird species in Japanese Rural Forests; the Japanese Night Heron *Gorsachius goisagi*, Goshawk *Accipiter gentiles* and Gray Faced-Buzzard *Butastur indicus*. J. Yamashina Inst. Ornithol, 35: 117-147.
- 河村詞朗. 2009. 岩手県におけるサシバ *Butastur indicus* のパーチとしての電柱の選択要因. 平成21年度農業農村工学会大会講演会要旨集: 788-789.
- 河村詞朗. 2010. 岩手県におけるサシバ *Butastur indicus* の狩場選択に影響する景観要素. 平成22年度農業農村工学会大会講演会要旨集: 892-893.
- 久保上宗次郎. 1989. 育雛期におけるサシバの食物

- 内容. 福井市立郷土自然科学博物館研究報告, 36: 81-86.
- 熊谷徹. 2008. サシバ*Butastur indicus*の繁殖北限域における生態と生息環境. 岩手大学大学院農学研究科農林環境科学専攻修士論文.
- 百瀬浩・植田睦之・藤原宣夫・内山拓也・石坂健彦・森崎耕一・松江正彦. 2005. サシバ (*Butastur indicus*) の営巣場所数に影響する環境要因. ランドスケープ研究, 68(5): 555-558.
- 農林水産省. 2010. 2010年世界農林業センサス結果の概要.
- 植田睦之・百瀬浩・中村浩志・松江正彦. 2006. 栃木県と長野県の低山帯におけるオオタカ・サシバ・ハチクマ・ノスリの営巣環境の比較. 日本鳥学会誌, 55(2): 48-55.

Gray-Faced Buzzard, is migratory bird, come Japan for breeding. Their habitat is decreasing because of land development and rise of out of cultivation farmlands. Previous studies suggest that hunting site is particularly important for conservation of this species. The factors of their favorable hunting site are having perch site around farmland and ratio and height of grass around perch site is low. So, in this study, we try to create their hunting site artificially by supplemental perch site and mowing the grass, and evaluate the effect of this conservational method. The result, on one experimental area, their hunting is confirmed a number of time, there is working as favorable hunting site. But, on another experimental area, their hunting is not confirmed at all. This conservational method is effective in creation of hunting site for Gray-Faced Buzzard under a certain condition. But, it is suggested, the necessity of considering the site of practice area, on the basis of location of the nest and effect of another raptors, etc.

三浦半島沿岸におけるカンムリウミスズメの保全のための調査

城ヶ島沖の海鳥観察グループ

宮脇 佳郎・小田谷 嘉弥・飯田 恵理子・飯田 智・神戸 宇孝
佐々木 千香子・柴田 久元・鈴木 茂也・須藤 伸三・永嶋 省吾
堀川 敏治・堀川 弓・森越 正晴・柳澤 秋介

Research for the conservation of Japanese murrelet around the Miura peninsula

Jogashima seabirds group

Yoshio Miyawaki, Yoshiya Odaya, Eriko Iida, Satoshi Iida, Utaka Godo,
Chikako Sasaki, Hisamoto Shibata, Shigeya Suzuki, Shinzou Sudou, Shougo Nagashima,
Toshiharu Horikawa, Yumi Horikawa, Masaharu Morikoshi, Shusuke Yanagisawa

カンムリウミスズメは、日本近海のみで生息する小型海鳥である。個体数は減少していると考えられており、近年保全の必要性が高まっている。本研究では、三浦半島における本種の再発見された生息地での分布および繁殖地を探索する調査を行った。

小型漁船を用いた分布調査により、1月から7月に記録が得られ、2月から5月にかけて個体数が増加した。分布は三浦半島の南岸から西岸に広く広がっており、城ヶ島の南西海域への集中がみられた。5月から6月にはヒナを伴った家族群が沖合いの潮目でのべ9群観察された。

三浦半島周辺での繁殖地は未発見であるが、本種の繁殖可能性を判断するには追加の調査が必要であると考えられた。2009年と2010年の調査から得られた情報をもとに三浦半島の本種の個体群の保全のための提言を行った。

1. はじめに

カンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* (写真1) は日本近海にのみ生息する小型海鳥で、環境省RDBでは絶滅危惧II類に指定されている。

神奈川県三浦半島周辺においては1920年代には普通に観察され、ヒナの標本記録があり(山階1936)、そのためかつては繁殖地と記載されていたが(日本鳥学会1974)、それ以降は成鳥の断片的な記録があるのみであった。近年、三浦半島先端部において陸から定期的に観察されることが明らかになり、本種の生息地として再認識されている。

当グループは2004年からカンムリウミスズメを含む海鳥類の観察・調査を行ってきた。2009年度にはカンムリウミスズメの生息状況の把握のためPNファンダから助成を受け調査を行い、三浦半島周辺

での本種の出現時期、分布などを明らかにした。本年度は、2009年度に引き続き、カンムリウミスズメの生息状況を把握するための調査を行った。



写真1 カンムリウミスズメ成鳥生殖羽 2010年2月7日
堀田和弘氏撮影

2. 目的

三浦半島で再発見されたカンムリウミスズメ個体群の保全策を提言するために、ヒナを伴った家族群を含む三浦半島周辺海域における分布調査と、本種の保全に関わる情報を収集・集約することを目的とする。

3. 方法と対象

本年度は、カンムリウミスズメの海上における分布状況を把握するための船上調査（設定したセンサスルートの調査および任意の航海調査）、繁殖地を確認する調査及び漁業関係者等からの情報収集調査を行った。

船上調査は、三浦市諸磯（もろいそ）の釣船「光二（みつじ）丸」（5.75トン、定員16名）をチャーターして行い、センサス調査は三浦市剣崎沖約1km（N35.07481, E139.40367）から鎌倉市稲村ヶ崎沖約

1km（N35.17332, E139.31316）までの、三浦半島南～西海岸のおよそ1km沖を通る約30kmのルートを設定した。図1に示す12の定点を直線で結ぶ航路をとった。航行速度は10～13km/hとし、5名から16名の調査員によって行った。1月と2月に各2回、3月から5月に各1回のセンサス調査を行った。センサス調査を含む調査全体の時間は8:00から15:00までの7時間と設定したが、当日の気象条件等により終了時刻が早まる場合があった。行った船上調査の時間と調査員数、および天候について表1にまとめた。

調査中にカンムリウミスズメを発見した場合、その位置情報をハンディGPS（測地系：WGS84）により計測し、群れ数・行動・換羽状況などを記録するとともに、適宜本種の行動に大きな影響のないと考えられる範囲での写真撮影を行った。航行中には船尾に温度ロガーを取り付け、2秒ごとの海水温を記

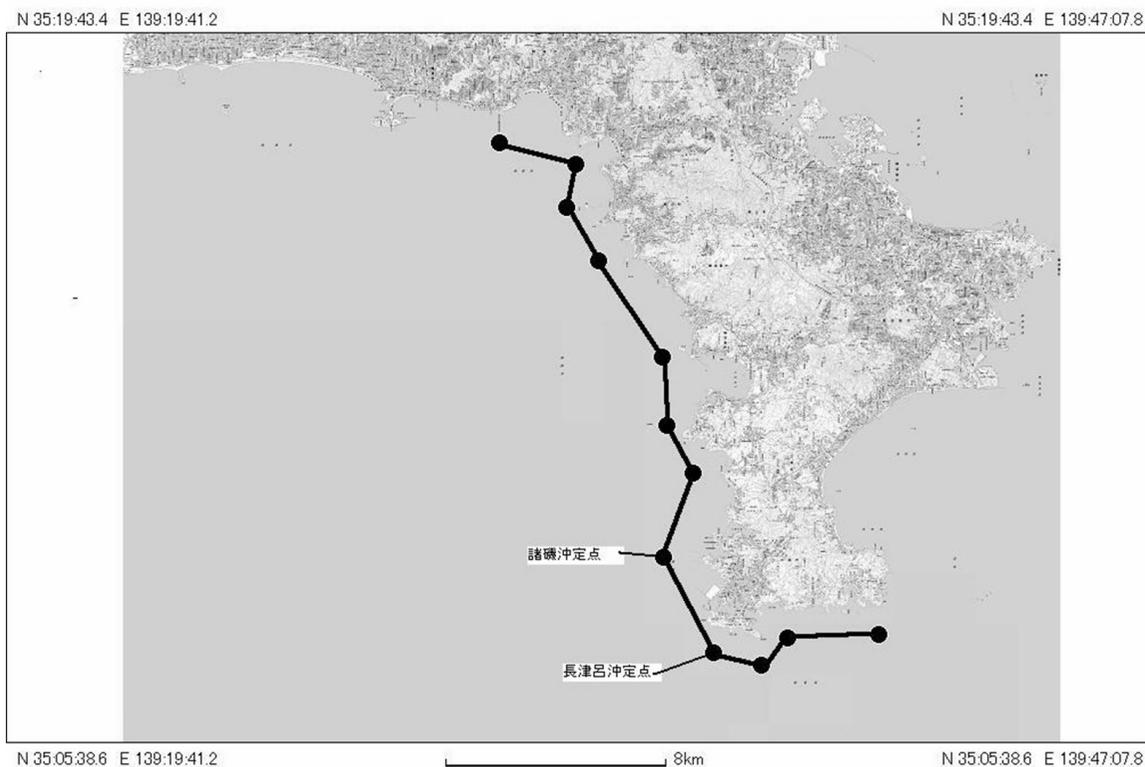


図1 センサスルート

録し、カンムリウミスズメを発見した時間からその地点の海水温を抽出した。

任意の海域を航行する調査は、センサス調査の前後に実施したほか、5月以降には家族群を探索することを目的として11回行った。

2010年3月22日に、本種の三浦半島周辺における大まかな個体数を推定するために、面積およそ196km²の調査海域（図2）内に幅200m、長さ3kmのトランセクトを17個設置し、生息密度を測定した。本種の分布が均一であると仮定して、サンプリングしたトランセクトでの密度に調査対象面積を乗じて調査海域内での個体数を算出した。

三浦半島周辺でカンムリウミスズメの繁殖の可能性がある島嶼または自然海岸について、樋口（1979）を参考にして調査地を選定し、夜間の帰巢調査または日中の踏査による繁殖地の探索を行った。

2008年から行っている漁業者、マリンレジャーに関わる市民を対象とする本種の見撃情報の収集を継続して行った。

表1 船上調査実施状況

調査日	センサス調査時間(h)	任意調査時間(h)	調査員数	天候
2010/1/9	2:39	3:37	10	快晴
2010/1/23	2:25	4:06	10	晴れ
2010/2/7	2:15	3:17	13	晴れ
2010/2/21	2:34	4:01	9	晴れ
2010/3/22	2:33	11:34	13	曇り
2010/4/3	2:23	6:37	8	晴れ
2010/5/1	2:16	3:03	10	快晴
2010/5/8	no data	6:33	10	晴れ
2010/5/9	no data	6:47	11	晴れ
2010/5/14	2:36	3:20	6	晴れ
2010/5/17	no data	7:34	7	晴れ
2010/5/22	no data	8:00	9	晴れ
2010/5/29	2:25	5:42	8	曇り/雨
2010/5/30	no data	7:19	7	曇り
2010/6/5	no data	7:26	9	晴れ
2010/6/12	2:26	4:36	15	晴れ
2010/7/3	no data	6:40	6	曇り/雨
2010/7/16	no data	6:31	6	晴れ
2010/7/24	no data	7:30	10	晴れ
2010/8/7	no data	5:30	9	晴れ
2010/8/22	2:23	4:29	4	晴れ
2010/9/12	no data	6:34	6	晴れ

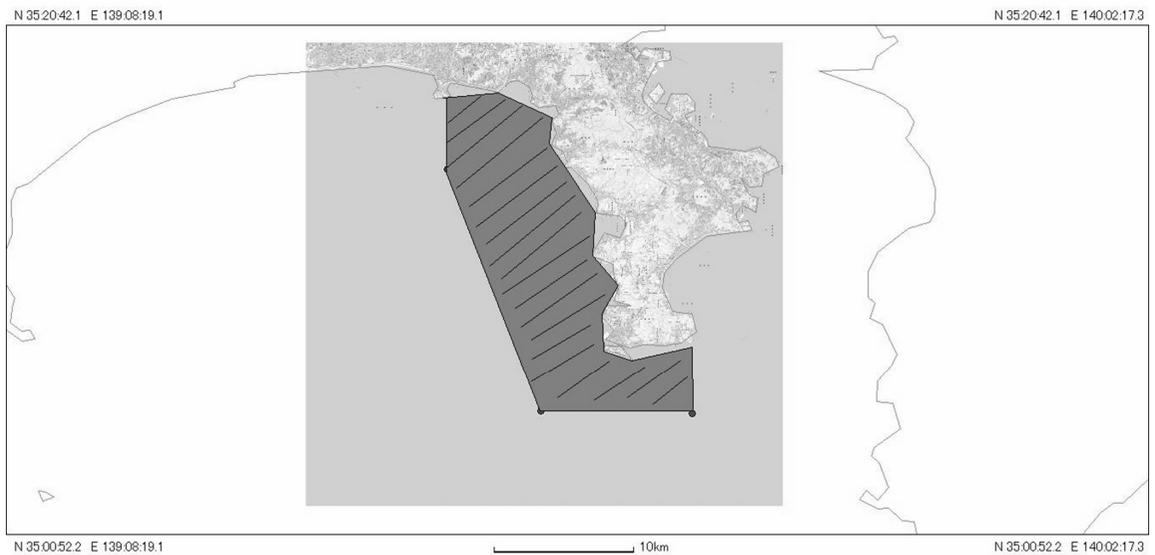


図2 個体数推定調査とその対象海域

4. 結果および考察

4-1：【船上調査】

4-1-1：出現状況について

全22回の調査中、1月から7月まで15回の調査でカンムリウミスズメの観察記録が得られ、個体数はのべ187個体であった。出現した個体は成鳥生殖羽が89.8%（168個体）、成鳥非生殖羽が2.1%（4個体）、

幼鳥が1.1%（2個体）、第一回冬羽と考えられる個体が1.1%（2個体）、給餌期のヒナが5.9%（11個体）であった（図3）。

センサス調査においては、2月から5月に観察記録が得られ、3月から5月に個体数が増加した。センサス1回あたりの出現個体数を図4に示した。

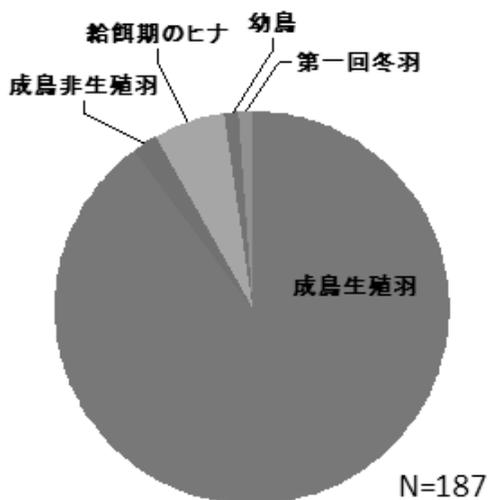


図3 出現したカンムリウミスズメの年齢・羽衣別割合

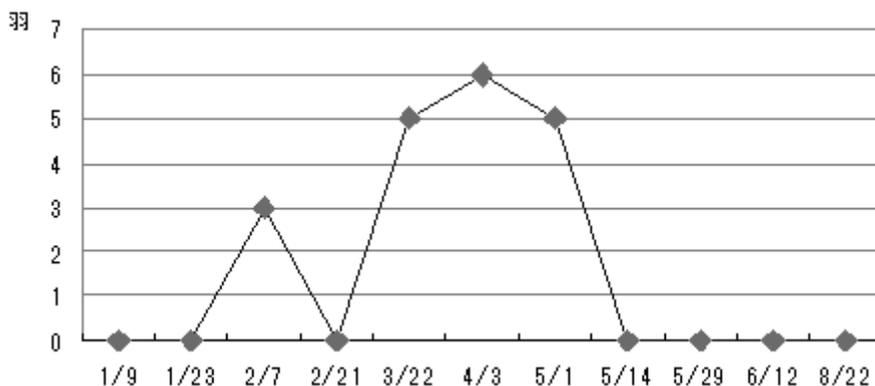


図4 センサス調査における出現個体数

4-1-2：分布について

2010年度で得られた分布情報を図5にまとめた。1つの点が本種の群れ1つを示している。また、2009年の同様な調査で得られた情報と重ね合わせて示した(図6)。本種の分布域は剣崎から鎌倉までに及んでいた。2010年の本種の分布を、月ごとに図7～図13に示した。4～7月には5km以上沖合いでの潮目付近での観察例が多かった。岸から1kmほどの距離でのセンサス調査における分布では、長津呂(ながとろ)一諸

磯(もろいそ)間(図1参照)での出現頻度が他の区間に比べ2～5月に常に高かった(N=4)(図14)。

2009年度調査でも同様の傾向が見られており(宮脇ほか 2010)、城ヶ島の南東沖は本種の洋上分布が集中していると考えられる。また、城ヶ島の長津呂崎ではカンムリウミスズメが2月から5月に定期的に観察されており(日本野鳥の会神奈川支部 2007)、船上調査の結果は陸からの観察結果とよく合致している。

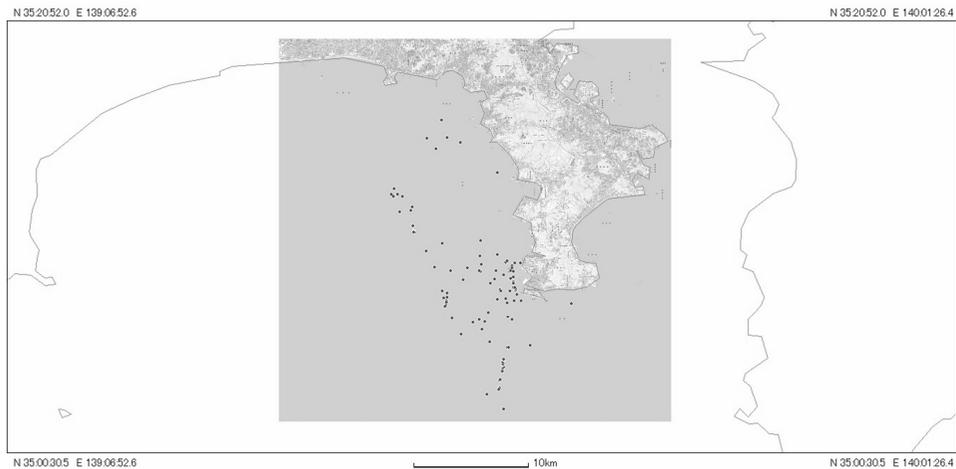


図5 2010年のすべての群れの分布

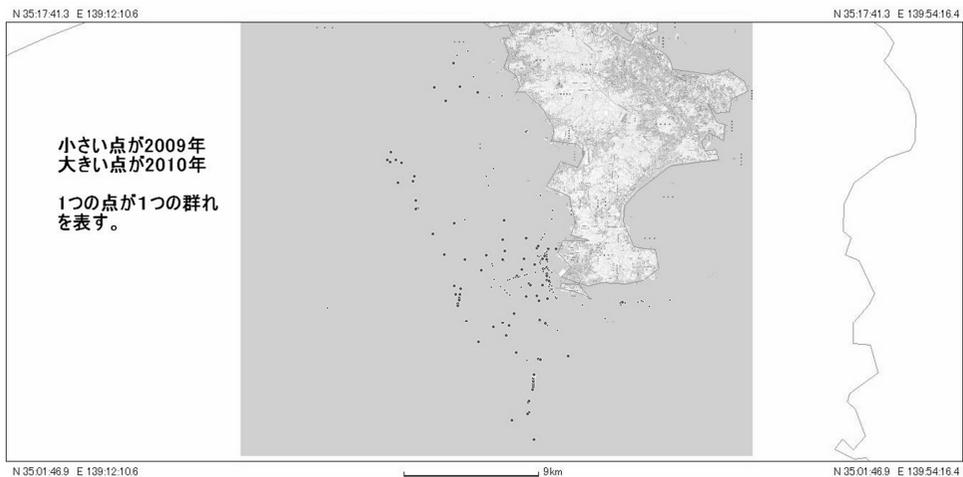


図6 2009年と2010年の分布を重ね合わせたもの

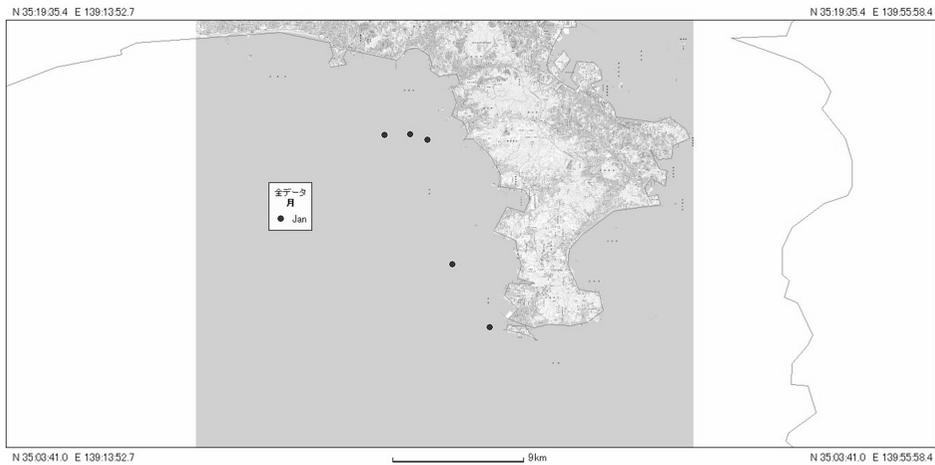


図7 1月の分布

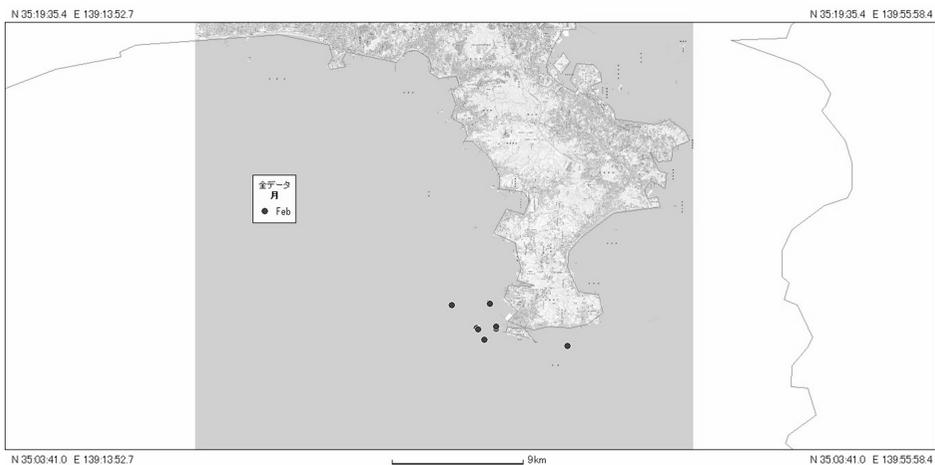


図8 2月の分布

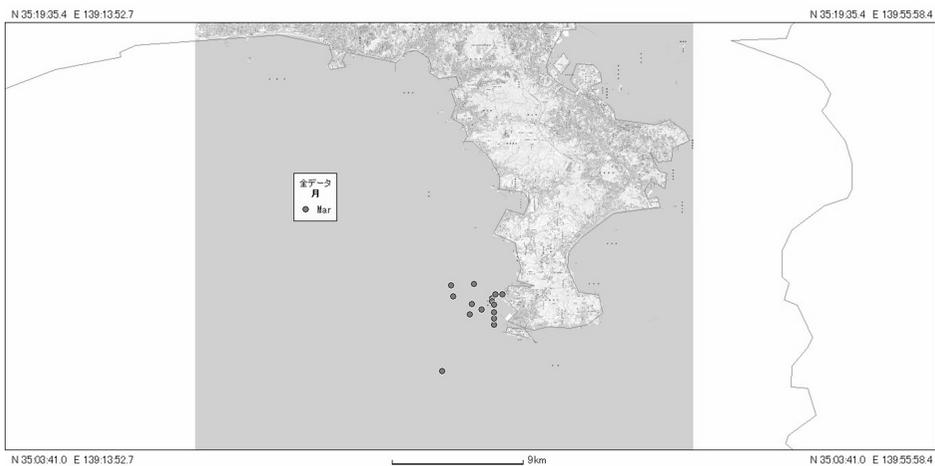


図9 3月の分布

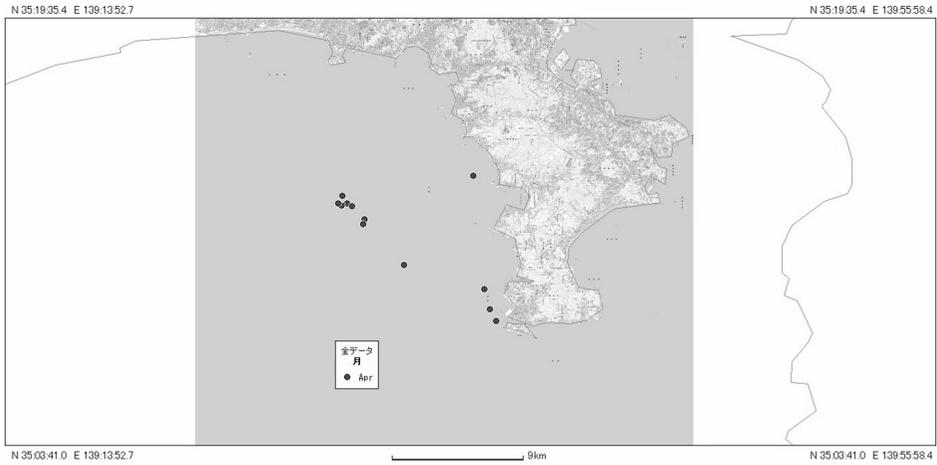


図10 4月の分布

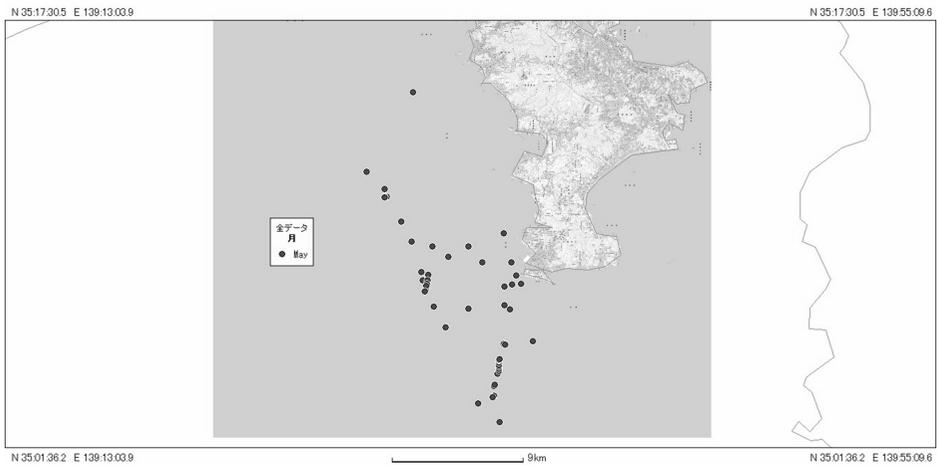


図11 5月の分布

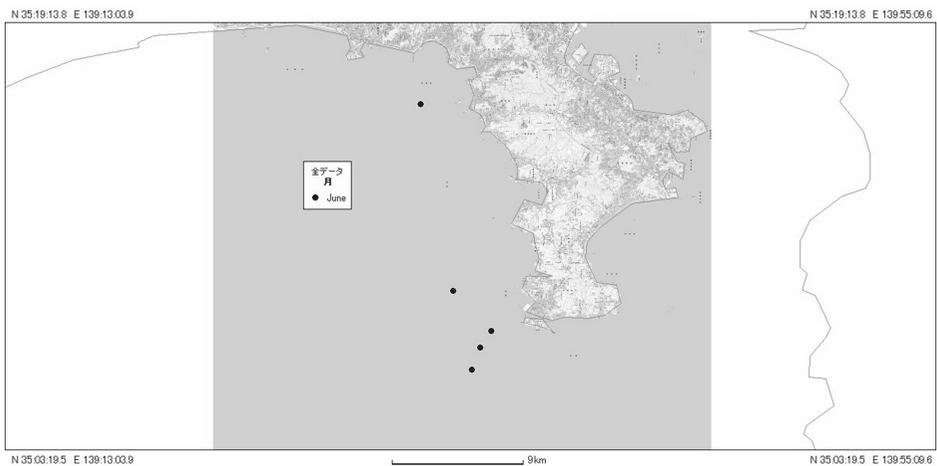


図12 6月の分布

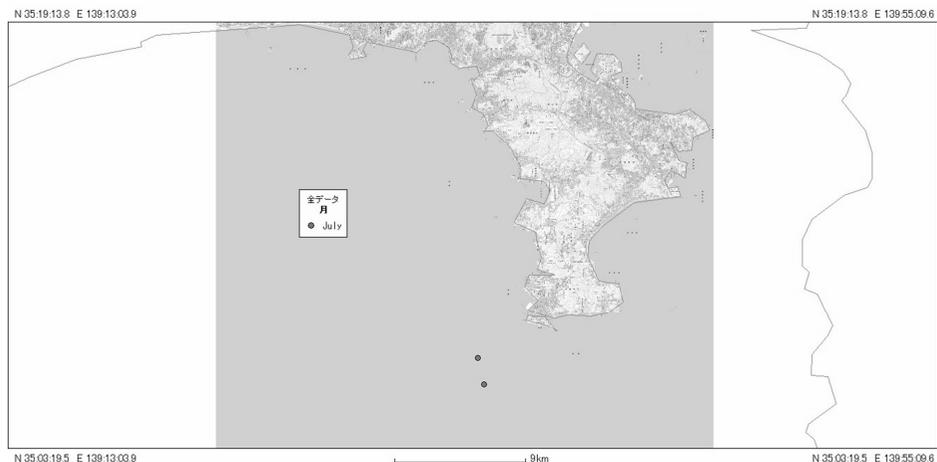


図13 7月の分布

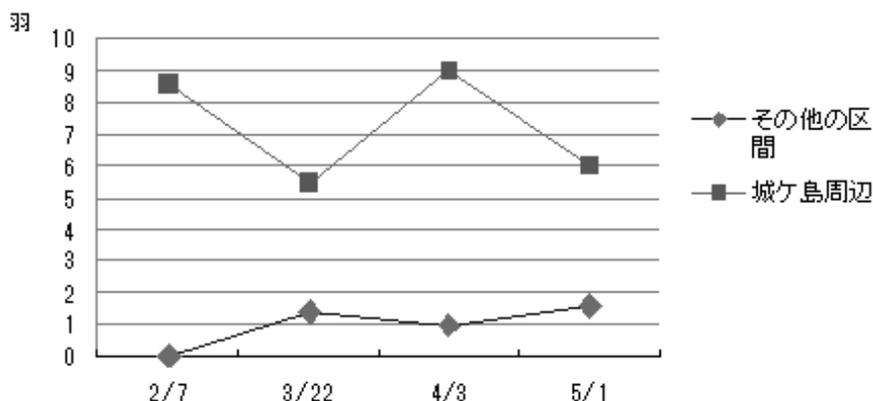


図14 センサス調査における1時間当たりの観察個体数

4-1-3 : 個体数について

3月22日の調査により、三浦半島周辺の調査対象海域では112.81羽が生息しているとおおまかに推定された。この日の確認数は44羽であった。

推定値は本種の総個体数の1%以上に当たると考えられる。また、調査海域内で44羽が確認されていることから、この時期には40羽から100羽ほどが三浦半島の周辺海域に生息していると推測された。ただし、これは2010年3月22日の観測データのみから推定した値であり、分布が全体に均一であるという仮定のもとで推定している。

4-1-4 : 家族群の観察について

5月17日に6家族群（親鳥とヒナで構成）、5月22日に1家族群、6月12日に1家族群を観察、撮影した（写真2～5）。それぞれを確認した位置を図15で示した。

ヒナの生育段階は様々であり、綿羽に覆われた小さいもの（写真2）から親と同程度の大きさまで生長し正羽が生えてきているもの（写真5）まで観察された。ヒナも1羽または2羽であり、親は1羽または2羽であった。家族群はすべて海流により形成される「潮目」付近で発見され、親の採食・給餌行動も観察された。

写真2のような小さなヒナは、宮崎県枇榔島で巣立ち直後に撮影されたものと非常に似ており（中村ら 2010）、巣立ち後間もないものであると考えられた。しかし、5月17日は親と同程度に成鳥したヒナ（写真3）も観察・撮影されており、これは本種の繁殖のタイミングに個体差がある、またはこれらの家族群の繁殖地が複数あることを示唆するものである。写真5のような親離れが近いと考えられるヒナの観察記録はきわめて少なく、本種の換羽や非繁殖期の年齢識別のための貴重な資料となった。

また、2008年にも潮目付近で3家族が観察された（小田谷ら 投稿中）ことと合わせて考えると、三浦半島周辺に形成される潮目は本種のヒナの生育環境として重要な役割がある可能性が高い。また、千葉県での家族群の観察記録2件も、5月に得られており（藤田 2008、奴賀ら 2004）、より北方の非繁殖期を過ごす海域（Piatt & Gould 1994）への移動途中ではないかと推測される。



写真2 カンムリウミスズメ家族群 2010年5月17日



写真3 カンムリウミスズメ家族群 2010年5月17日



写真4 カンムリウミスズメ家族群 2010年5月22日



写真5 カンムリウミスズメ家族群 2010年6月12日
松本昇也氏撮影

4-1-5：カンムリウミスズメ以外に観察された鳥類と海棲哺乳類

船上調査中には、本種を含め58種の鳥類が出現したほか、4種の海棲哺乳類が出現した。一覧にして表2に示した。

4-1-6：水温について

1月から5月まで78群のカンムリウミスズメについて水温データが得られた。本種の出現した地点の海水温は13.1℃（3月）から20.0℃（5月）であった。今回の報告では水温に関する詳しい解析は行わなかった。

4-2：【繁殖地調査】

本種の繁殖期である5月上旬に三浦市城ヶ島で2回、三浦市諸磯（2008年、2009年に未調査）で1回、計3回の夜間の帰巣調査を実施した。また、5月16日の日中に、本種の繁殖地の条件として適していると考えられる無人島の岩礁（樋口 1979）である横須賀市尾が島および葉山町名島において全島を踏査し、また三浦半島本土である長者が崎でも一部で調査を実施した。尾が島と名島においては、本種の営巣可能と考えられる環境を確認することができなかった。2010年までの調査では繁殖の手がかりを得ることはできなかった。

今年は海上でヒナをつれた家族群が複数回観察されているが、本種はヒナを伴い短期間で長距離を移動するため（中村 2010）、日中にヒナが観察されていることが繁殖地が近隣にあることを示唆するものではない。しかし、三浦半島周辺には未調査の海岸線が残されており、当地域における繁殖可能性を判断するためには追加の調査が必要である。今後ICレコーダーなどを利用した夜間の帰巣調査を実施していく予定である。

4-3：【情報収集】

2010年9月に1件の成鳥の目撃情報が漁業者から寄せられた。これはカンムリウミスズメとウミスズメを識別したものではなかったが、この時期のウミスズメ類の情報は乏しかったため、貴重な資料となった。

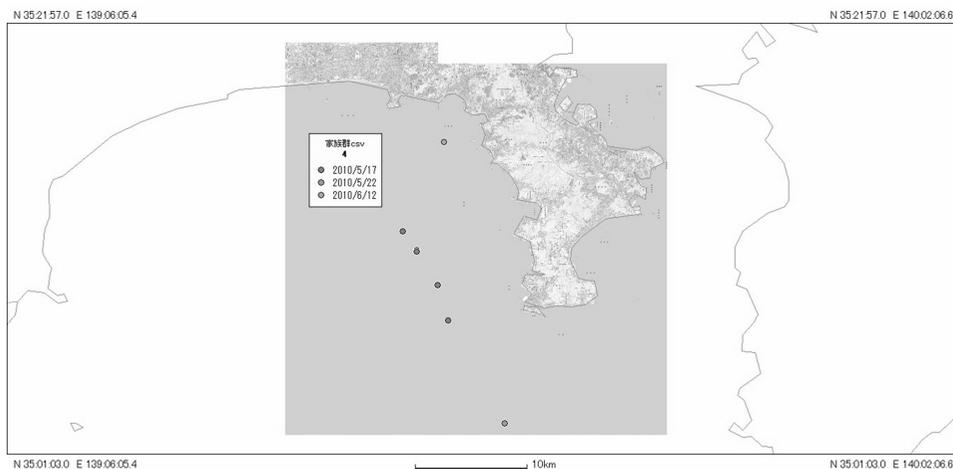


図15 家族群の分布

表2 出現した鳥類と海棲哺乳類

種名	月 1		2		3		4		5		6		7		8		9							
	日	9	23	7	21	22	3	1	8	9	14	17	22	29	30	5	12	3	16	24	7	22	12	
シロエリオオハム	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
アビ類				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
アカエリカイツブリ			●																					
カンムリカイツブリ	●	●				●																		
アナドリ																								
オオミズナギドリ						●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
アカアシミズナギドリ																								
ハイロミズナギドリ																								
ハシボソミズナギドリ																								
オーstonウミツバメ																								
クロウミツバメ																								
ウミツバメ類																								
カワウ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ウミウ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ヒメウ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ウ類																								
アオサギ	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ダイサギ				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
コサギ																								
クロサギ	●	●																						
マガモ																								
カルガモ	●	●		●																				
オナガガモ				●																				
ヒドリガモ	●	●		●		●	●																	
スズガモ	●	●																						
クロガモ		●																						
シノリガモ				●																				
ウミアイサ				●																				
ミサコ				●																				
トビ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ノスリ		●																						
コチドリ																								
キョウジョシギ																								
キアシシギ																								
イソシギ																								
チュウシャクシギ																								
ハイロヒレアシシギ																								
アカエリヒレアシシギ																								
ヒレアシシギ類																								
ツバメチドリ																								
オオトウゾクカモメ																								
トウゾクカモメ																								
クロトウゾクカモメ																								
シロハラトウゾクカモメ																								
トウゾクカモメ類																								
ユリカモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
セグロカモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
オオセグロカモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ワシカモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
シロカモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
カモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ウミネコ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ミツユビカモメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
カモメ類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
アジサシ																								
エリグロアジサシ																								
コシジロアジサシ																								
コアジサシ																								
クロアジサシ																								
アジサシ類																								
ケイマフリ	●																							
マダラウミスズメ																								
ウミスズメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
カンムリウミスズメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ウトウ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ウミスズメ類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
マッコウクジラ	●																							
カマイルカ																								
ハナゴンドウ																								
ゴンドウ類																								
小型ハクジラ類																								
コマリアザラシ	●																							

5. 2009年と2010年の調査のまとめ

三浦半島周辺海域には1月から7月にカムリウミスズメの生息が確認され、2月から5月には他の月に比べその個体数が増加した。分布域は剣崎沖から鎌倉沖まで三浦半島の沿岸域のほぼすべてに分布し、三浦半島先端部の城ヶ島の南東沖海域で生息密度が高かった。

5月から6月にかけて沖合いの潮目でヒナを連れた家族群が観察された。三浦半島周辺は本種の家族群にとって重要な海域である可能性が示唆された。幼鳥や成鳥の非繁殖羽など観察例の少ない羽衣の個体が複数観察され、本種の年齢識別や換羽時期の把握のための貴重な資料となった。

三浦半島周辺での繁殖地は未発見であるが、未調査の自然海岸が多数残されているため、三浦半島周辺における本種の繁殖可能性を判断するには追加の調査が必要である。

6. 保全への提言

本種の非繁殖期を過ぎすと考えられている海域である三陸沖から北海道沖の海域においては、1990年には流し網漁によって本種が40羽から417羽混獲されていると推定されている (Piatt & Gould 1994)。漁業による混獲は本種の海上での重要な死亡要因であり、個体群の存続に大きな影響があると考えられる。三浦半島周辺においてカムリウミスズメの分布が確認された海域では刺し網や定置網による漁業が行われており、当地域での混獲のリスクが存在すると考えられた。今後被害の実態調査が必要であると考えられる。

三浦半島周辺ではウィンドサーフィンやヨット、水上オートバイなどの本種の行動に影響を与えると考えられるマリレジャーが行われている。本種の分布は特定の海域や潮目に集中する傾向があり、特に個体数が多くなる2月から5月には、沿岸域での人間活動は本種の保全に配慮して行われるべきである。

三浦半島周辺における重油の流出などの海洋汚染事故の際の対策には本種の生息が留意されるべきである。重油流出時にオイルフェンスを張る場合、

本種の分布の集中する地域を考慮することで、被害を軽減することが可能かもしれない。

謝辞

三浦市諸磯の釣船「光二丸」出口光一船長、出口喜久治船長、「海帆丸」出口博之船長には船上調査の実施にあたり大変お世話になった。平島和代氏、君塚桂子氏、堀田和弘氏、村田健治氏、柴田千恵子氏、天白牧夫氏、鈴木綾香氏、渡辺真弥氏、清水武彦氏、町田直樹氏、原田慈照氏、松本昇也氏、阿子島大輔氏、関口あゆ美氏、稲森但氏、永嶋雄大氏、永嶋大地氏、堀田俊氏、田仲謙介氏、徳永珠未氏、九石大樹氏の各氏には、船上調査の調査員としてご協力していただいた。また、お名前を掲載できなかった多くの方にお世話になった。

以上のみなさまに、この場をかりて深く感謝したい。

参考文献

- 宮脇ら. 2010. 三浦半島周辺のカムリウミスズメの保護のための調査. 第19期プロ・ナトゥーラフアンド報告書.
- 樋口行雄. 1979. カムリウミスズメの繁殖生態と分布. 海洋と生物. 1(3).
- Harry R. Carter et al. 2002. Status and conservation of the Japanese murrelet (*synthliboramphus wumizusume*) in the Izu Islands. Japan. 山階鳥研報, 33: 61-87.
- Anthony J. Gaston and Ian L. Jones. 1998. The Auks: pp.222-226.
- 山階芳麿. 1936. 伊豆七島に於けるカラスバト *Janthoenas janthina* 及びカムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* の習性.
- Piatt, J.F & Gould, P.J. 1994. Postbreeding dispersal and drift-net mortality of endangered Japanese murrelet. Auk 111: 953-961.
- 日本野鳥の会神奈川支部. 2007. 神奈川県鳥類目録 第V集: pp.96.
- 環境省. 2002. 改訂・絶滅のおそれのある野生動物—レッドデータブック— 2 鳥類: pp.188-189.
- 日本災害情報センター. 2007. 海鳥の洋上調査ワークショップ報告書.

- 望月英夫・植田睦之. 1996. 伊豆諸島におけるカンムリウミスズメの個体数の減少. STRIX. 14: pp.173-176.
- 奴賀俊光・桑原和之・乃一哲久・羽賀秀樹・竹田伸一. 2004. 千葉県周辺海域における繁殖期のカンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* の観察記録. 山階鳥類学雑誌. 36: 93-96.
- 藤田健一郎. 2008. 千葉県館山市沿岸で観察されたカンムリウミスズメの雛. 山階鳥類学雑誌. 40 (1): 53-55.
- 中村豊ら. 2010. カンムリウミスズメの巣立ちその後. 宮崎県総合博物館研究紀要. 30: 1-9.
- 日本鳥学会. 1974. 日本鳥類目録改訂第5版. 学習研究社. 東京.

Japanese murrelet is small seabirds, endemic to the sea around Japan. The population is decreasing, in need of the conservation. In this research, we mainly surveyed the distribution in the inshore area and detected new unreported breeding sites of this species.

Japanese murrelets were observed in January to July by survey from the fishing boat, increased February to May; breeding season of this species. The distribution of this species was ranged inshore area south to west of Miura peninsula and was concentrated at southwest of Jogashima. We observed 9 groups of flock accompanying chicks, at the current front in this area.

We cannot discover any breeding sites in this area, however, the additional surveys are needed to declare possibility of existing of breeding site in this area. In the end, we suggested the concrete methods and problems for the conservation of this species.

海洋島における外来アリの分布パターンの経時変化と 在来鳥類群集への影響評価

南大東生態系保全グループ

大西 一志¹⁾・諏訪部 真友子¹⁾・田中 宏卓¹⁾・儀間 朝宣¹⁾・松井 晋¹⁾

Temporal change in distribution of exotic ants and the effect on native avian community in oceanic islands

Group of Ecological Conservation for Minami-daito Islands

Hitoshi Ohnishi, Mayuko Suwabe, Hirotaka Tanaka, Tomonari Gima, Shin Matsui

海洋島の南大東島において、外来アリの分布パターンの経時変化と外来アリが在来鳥類群集に及ぼす影響評価を行った。2009年11月に2005年に実施した分布調査を同様の方法で行い、南大東島における外来アリの分布パターンの経時変化を調査した。その結果、前回の調査と同様、外来アリのツヤオオズアリの分布地点が最も多かったが、その数は2005年に比べると減少していた。また、鳥類群集に強い影響を与えると予測されるアシナガキアリの分布は、殆ど変化していなかった。一方で、ルリアリやブギオオズアリなどの他の外来アリの分布が拡大していた。大東列島固有種である、ダイトウオオアリの分布は前回の調査同様、今回も確認されず生息数は著しく低いと推測された。樹上アリ相群集の調査では、半数以上の木でアリが確認されず、また確認された木でもツヤオオズアリが殆どであったことから、鳥類の営巣や生存率に与える影響は小さいと考えられる。今回の調査から、5年間で外来アリの分布パターンが大きく変化していたことから、海洋島の生態系の安定性の低さが示された。今後も定期的な調査を行い、外来種の影響を受けやすい海洋島の固有生態系の保護に向けた体制作りを進めていきたいと考えている。

1. 諸言

物流の発達、生物が本来持つ生息域を超えた移動分散を促し、世界各地で外来種問題を引き起こしている。外来種として問題にされている動植物の中でも、アリは様々な生態系においてキーストン種として機能しているため、その影響は多岐に渡る。これまでにアナフィラキシーショックを代表とした健康被害、害虫との共生関係構築による農業被害、在来の節足動物から爬虫類、鳥類にまで影響をおよぼす生態系被害などが報告されている (Holway *et al.*, 2002)。IUCN (国際自然保護連合) が発表している

侵略的外来種ワースト100に5種の外来アリが指定されているのはその影響の大きさを物語る指標になるだろう。南西諸島には、既に2種の侵略的外来アリが定着しており、その影響が懸念されている。近年、生物多様性保全への意識の高まりから、外来アリの研究も取り組まれ始めているが、その多くは本州に生息するアルゼンチンアリを用いたものであり、南西諸島に定着しているツヤオオズアリやアシナガキアリに関する生態調査は殆どない。南西諸島は多数の固有種をかかえる多様な生態系という特徴を示す一方、島嶼環境から外来種の影響も強く

1) 琉球大学農学部 (沖縄県千原一丁目)

うけやすい面をもつ。また、亜熱帯気候の南西諸島では外来アリが通年繁殖可能なため、他地域に比べ分布拡大速度や在来生態系の改変速度が速いと予測される。これまで、日本の外来アリ研究は、在来アリ群集に対する影響評価が殆どであり、他分類群に対する影響の有無は調査されていない。また、これまでは短期的な調査も多く、長期的なアリ群集動態に関する知見は少ない。特に侵略的外来アリは分布拡大スピードが速いため、数年で在来アリ群集の殆どが消滅したり、新たな侵略的外来アリの侵入により、優占外来アリが置換したりと、生態系改変パターンが著しい。さらに優占する外来アリによって、影響度または影響しやすい分類群も大きく異なる。そのため、在来生物群集の保護には、侵入地域での分布拡大パターンや外来アリ間の競争関係についての知見が必要不可欠であるが、日本においてはそのような調査、研究が圧倒的に少ない。このような背景をふまえ、本研究課題では、1) 南大東島における外来アリの分布パターンの経時変化、2) 鳥類群集に影響を及ぼすと考えられる樹上のアリ群集、3) 大東列島固有種であるダイトウオオアリの分布確認を行った。

2. 方法

(1) 南大東島における外来アリの分布パターンの経時変化

2005年11月に行った島内のアリ分布調査の結果(第16期プロ・ナトゥーラ・ファンド研究助成課題)、外来アリのツヤオオズアリが島全体に分布していることが明らかになった。一方、もう一種の外来アリであるアシナガキアリは、港周辺に局所的に分布しているだけだった。外来アリは分布拡大速度が速く、また海外では外来アリ間での置換(競争排除)も報告されていることから(Haskins & Haskins 1988)、南大東島においても外来アリ2種の分布パターンが変化している可能性が考えられる。特に、アシナガキアリはダイトウメジロ、モズの雛への捕食例が観察されていることから(Matsui *et al.*, 2009)、その分布拡大は在来鳥類群集への大きな脅威となる。そこで、外来アリの分布パターンが変化してい

るかを確かめるために、2009年11月に前回と同じ方法でアリの分布調査を行った。アリはツナと蜂蜜を混ぜたベイトを、5cm四方のアルミホイルの上に5gほどのせたトラップを用いて捕獲した(図1)。このトラップを地上に設置し、30分後に回収、回収されたアリの種と個体数を記録した。調査地点は2005年と同じ場所を用い(図2)、島内の道路に500m間隔で88カ所に設置した。



図1 地上ベイトトラップ

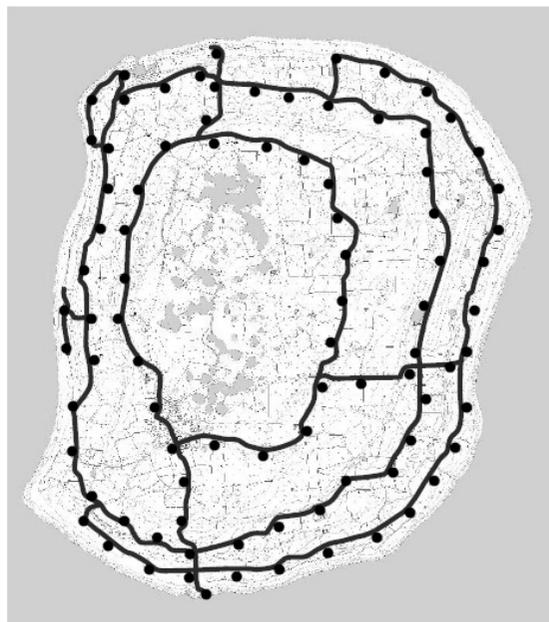


図2 分布パターンの調査地点

(2) ダイトウメジロ、モズの営巣場所付近のアリ相調査

Matsui *et al* (2009) らの研究から、巣立ち直後の飛べないダイトウメジロとモズの幼鳥がアシナガキアリに襲われ、死亡するケースが報告された。海外の研究でも侵略的外来アリが高密度に分布している環境では、鳥類の採餌行動の減少や巣場所の放棄などが報告されている。そこで、2010年9月にダイトウメジロやモズが営巣している、内ハグ、外ハグ（南大東島では、防風林を2重に植林しており、このうち外側を外ハグ、内側を内ハグと呼んでいる）の樹上におけるアリ相を調査し、樹上営巣性鳥類に対する外来アリのリスク評価を行った。外ハグ、内ハグに1km間隔で調査場所を設置し（全25カ所）

（図3）、トラップを設置する木は、鳥類が営巣可能な大きめの木を任意に選定し、地上から約1mの高さに設置した。樹上トラップは、地上でのベイトトラップ同様に、蜂蜜とツナを混ぜたベイトを、プラスチック製のチューブ（高さ10cm×直径3cm）に5gほど入れ、開口部を上にして紐で木に固定した。30分後に回収し、アリの種と個体数を記録した（図4）。

(3) ダイトウオオアリの分布確認調査

大東列島の固有種でもあるダイトウオオアリは、これまでの数回にわたる調査にもかかわらず生息

確認が出来なかった。他の地域と同様、外来アリの影響をうけて個体数が激減、絶滅している可能性も考えられるが、本種は樹上性で夜行性の行動パターンを示すため、日中に行ってきたこれまでの調査（日中）だけでは正確な評価が難しい。そこで、2009年11月と2010年5月に夜間（8時～10時）に林内に樹上トラップ（前述）を仕掛け（20カ所）、ダイトウオオアリの分布確認を再度行った。

3. 結果

(1) 南大東島における外来アリの分布パターンの経時変化

分布調査の結果、採集された種数は8種と2005年の9種と殆ど変わらなかったが、種構成や分布パターンが大きく変化していた（表1）。鳥類群集に最も深刻な影響を及ぼすと予測されるアシナガキアリの分布域は、殆ど変化していなかったのに対し（2005年3カ所→2009年2カ所）（図5）、前回の調査で最も優占だったツヤオオズアリが今回の調査では分布域が減少していた（2005年66カ所→2009年58カ所）（図6）。それに代わり、前回の調査では採集されなかったブギオオズアリが、島の中心部周辺14カ所で新たに発見された（図7）。同様に、ルリアリ、クロヒメアリがそれぞれ0から5カ所（図8）、4カ所から21カ所に増加していた（図9）。分布パターンが変化していたのはいずれも内陸部で、ツヤオオズアリが消失した地域に、ブギオオズアリ、ルリアリ、クロヒメアリが同所的に分布していることが多かった。

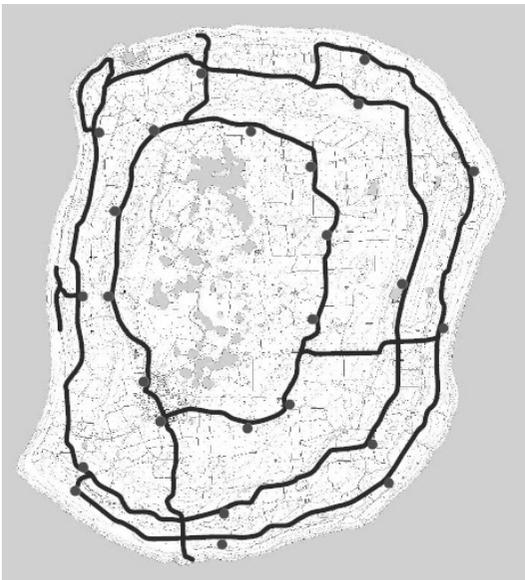


図3 樹上アリ群集の調査地点



図4 樹上ベイトトラップ

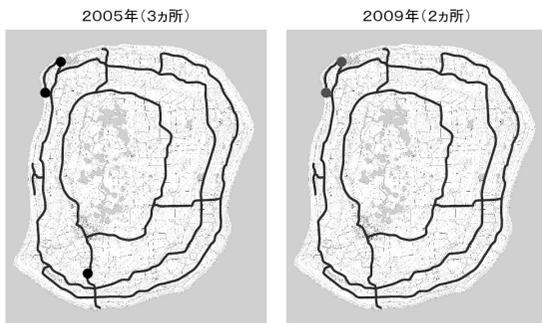


図5 アシナガキアリの分布パターン

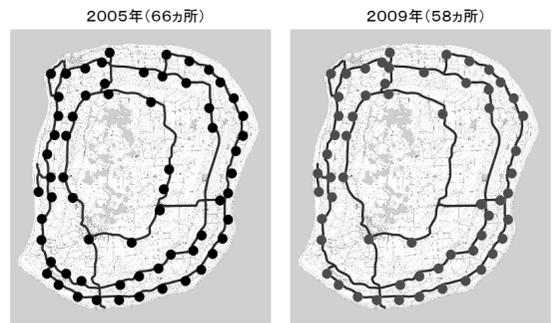


図6 ツヤオズアリの分布パターン

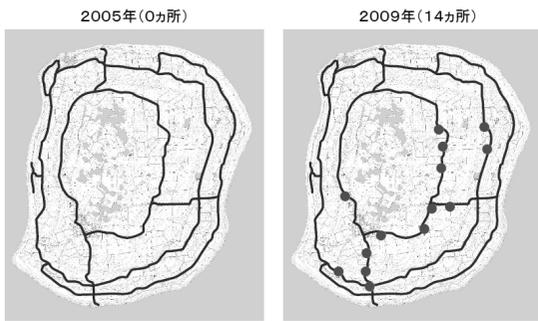


図7 ブギオズアリの分布パターン

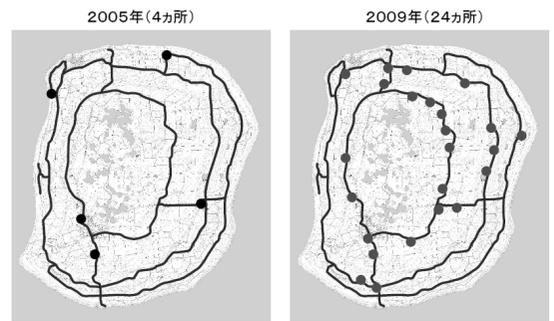


図8 クロヒメアリの分布パターン

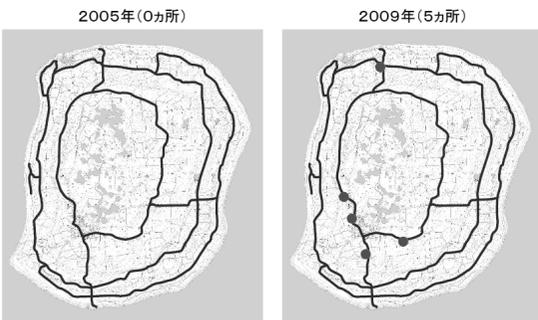


図9 ルリアリの分布パターン

表1 分布調査でみつかったアリの種数

種名	調査年	
	2005	2009
<i>Anoplolepis gracilipes</i>	○	○
<i>Cardiocondyla kagutsuchi</i>		○
<i>Monomorium sechellense</i>	○	○
<i>Ochetellus glaber</i>		○
<i>Nylanderia ryukyuensis</i>	○	
<i>Paratrechina longicornis</i>	○	○
<i>Pheidole parva</i>		○
<i>Pheidole megacephala</i>	○	○
<i>Technomyrmex brunneus</i>	○	
<i>Tetramorium lanuginosum</i>		○
<i>Tetramorium bicarinatum</i>	○	
<i>Tetramorium smithi</i>	○	
<i>Tetramorium simillimum</i>	○	
計	9種	8種

(2) ダイトウメジロ、モズの営巣場所付近のアリ相調査

25カ所中10カ所でアリが採集され、そのうちツヤオオズアリが8カ所、ルリアリが2カ所であった。アリが採集された木の多くが外ハグであり、内ハグでは殆ど樹上でアリが採集されなかった。外ハグの樹上でツヤオオズアリが採集された場所は、地上においてもツヤオオズアリの分布が確認された場所でもあることから、ツヤオオズアリの活動域が地上のみならず樹上にまで広がっていることが示された。幼鳥に対する捕食例が報告されているアシナガキアリは、今回の樹上調査では見つからなかった。

(3) ダイトウオオアリの分布確認調査

夜間の樹上調査の結果、7種のアリが確認された(表2)。日中に行った分布調査とは種構成とは大きく異なっていたことから、時間もしくは場所によるアリの活動パターンの違いが存在することが示された。しかしながら、夜間の樹上においても、外来アリであるツヤオオズアリ、アワテコヌカアリ、ルリアリなどが採集されていることから、外来アリの影響は日中の地上だけでなく夜間の樹上にまで及ぶことが示された。大東列島固有種である、ダイトウオオアリは2009年11月、2010年5月のどちらの調査においても一度も採集されなかった。このことからダイトウオオアリの生息個体数は非常に少ないと推測された。

4. 議論

今回の調査から、海洋島における外来アリの分布パターンは短期間で大きく変化することが示された。大陸島でもある沖縄本島で同様の調査を同時期に行っているが、分布パターンは殆ど変化せず安定していた(大西ら 未発表)。このことから、もともと種数が少なく、空きニッチが多いことに起因した海洋島生態系の脆弱性を支持する結果となった。また前回の調査では優占であったツヤオオズアリの分布域が縮小し、同属であるブギオオズアリが新しく定着し分布域を広げていた。このことは、ツヤオオズアリは同じ侵略的外来アリであるアシナガキアリに比べ、同属で生態の近いブギオオズアリと

の間で競争排除が起こりやすいことを示唆しており、今後さらにブギオオズアリが分布を拡大していく可能性が考えられる。ブギオオズアリが、種間競争においてツヤオオズアリに優勢になるメカニズムは不明であるが、地中営巣性などの生態が生息場所を巡る競争において有利になった可能性がある。また、興味深いことに、ツヤオオズアリは他種にたいして強い排他的な性質を示し、他のアリと同時に採集されることが稀であるが、ブギオオズアリはルリアリやヒメアリと採集されることが多かった。このような他種との共存できるメカニズムが種間競争においてどのような役割を果たしているのか、今後調査していく必要があるだろう。また南大東島で新たに定着が確認されたブギオオズアリは、日本では、沖縄とならび生物多様性の宝庫とされる小笠原諸島でも侵入が確認されている(Eguchi *et al.*, 2007)。しかしながら、本種の生態や生態系への影響は全く明らかにされておらず、早急な調査が求められる。これに加え、生物保全を考える上で、ブギオオズアリの侵入経路を解明するのが必要不可欠である。なぜなら本種は旧南大東島空港周辺(1997年に廃港)に集中分布しており、外来種の一般的な侵入経路である船や飛行機の積荷、漂着物に付着して侵入したとは考えられないからである。今後は、外来アリが運搬されやすい土壌や植物などの検疫などを実施するように働きかけていく必要があるだろう。

表2 夜間における樹上のアリ相

種名	2009年	
	分布調査(日中)	分布調査(夜間)
<i>Anoplolepis gracilipes</i>	○	
<i>Cardiocondyla kagutsuchi</i>	○	
<i>Monomorium sechellense</i>	○	
<i>Ochetellus glaber</i>	○	○
<i>Paratrechina longicornis</i>	○	
<i>Nylanderia amia</i>		○
<i>Pheidole parva</i>	○	○
<i>Pheidole megacephala</i>	○	○
<i>Tetramorium lanuginosum</i>	○	○
<i>Tapinoma melanocephalum</i>		○
<i>Camponotus shahki</i>		○
計	8種	7種

2005年の調査に続き、今回の調査でも大東列島固有種であるダイトウオオアリの分布が確認できず、島内の生息個体数は非常に少ないと推定される。原因としては、外来アリとの種間競争が考えられる。本種は樹上性であるが、南大東島には在来種のアカヒラズオオアリの他に、外来アリのツヤオオズアリとアシナガキアリが樹上で活動している。特に、南大東島に高密度で分布するツヤオオズアリは、他地域では地上活動性なのに対し、南大東島では樹上にまで活動範囲を広げている。同じ樹上性のオオアリ属でも防御能力の高いアカヒラズオオアリ（頭を巣穴にはめて他種の侵入を防ぐ）は前回と同様、今回の調査でも分布が確認されていることから、このような特殊な防御機構を持たないダイトウオオアリは、外来アリの影響をより強くうけて、個体数が減少しているのかもしれない。

We investigated temporal change in distribution of exotic ants and the effect on a native avian community in Minami-daito Islands. As a result, in the same way to the previous research, the distribution of *Pheidole megacephala* was the most abundant in compared with other exotic ants but the number of distribution point decreased in 2009 than in 2005. The distribution of *Anoplolepis gracilipes* which had large and serious effects on avian community was hardly changed. On the other hand, the distribution of some exotic ants that are *Pheidole bugi* and *Ochetellus glaber* became widespread. The distribution of *Camponotus daitoensis* could not be confirmed and it was estimated the number of individuals was very few in Minami-daito islands. In the investigation for arboreal ant community, ants were not present more than half investigated trees and in most of trees some ants were active on, *P. megacephala* was abundant. These results indicated the effect of ants on survivorship and reproductive success of native avian species was not serious. Distribution pattern of exotic ants was easily and quickly changed and this showed stability of ecosystem in oceanic Islands tended to be fragile. After this, it is necessary to continuously investigate distribution pattern of exotic ants to protect native avian community.

参考文献

- Eguchi, K., Yamane, S., and Zhou, S. 2007. Taxonomic revision of the *Pheidole rinae* Emery complex. *Sociobiology*, 50: 257-284.
- Hasegawa, E. 1993. Nest defense and early production of the major workers in the dimorphic ant *Colobopsis nipponicus* (Wheeler) (Hymenoptera: Formicidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 33: 73-77.
- Haskins, C.P. and Haskins, E.F. 1988. Final observation on *Pheidole megacephala* and *Iridomyrmex humilis* in Bermuda. *Psyche*, 95: 177-184.
- Holway, D.A., Lach, L., Suarez, A.V., Tsutsui, N.D. and Case, T.J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Entomology*, 33: 181-233.
- Matsui, S., Kikuchi, T., Akatani, K., Horie, S., and Takagi, M. 2009. Harmful Effects of Invasive Yellow Crazy Ant *Anoplolepis gracilipes* on Three Land Bird Species of Minami-Daito Island. *Ornithological Science*, 8: 81-86.

宝蔵寺沼ムジナモ自生地の生育環境把握と 改善のための水質調査

羽生市ムジナモ保存会
中野 忠男

Aldrovanda vesiculosa L. at Hozoji Pond: determining parameters
for the improvement of water conditions for survival

Mujinamo Hanyu City Preservation Society
Tadao Nakano

埼玉県羽生市の宝蔵寺沼ムジナモ自生地は国内の最後のムジナモ自生地として国の天然記念物に指定されている。宝蔵寺沼のムジナモは1965年以降降水需要増による水道水用の地下水くみ上げにより地下水位の低下を招き湧水が途絶し、宝蔵寺沼の周辺部の埋め立てや開発による水環境の悪化や生態系の変化に伴いアメリカザリガニやウシガエルのオタマジャクシなどの食害により野性絶滅に至っている。

宝蔵寺沼ムジナモ自生地の生育環境を把握するため宝蔵寺沼の水質調査と並行して、ムジナモ保存会々員が栽培する水の水質調査を行い、ムジナモが生育する水環境に関する水質情報が得られた。ムジナモ保存会々員が栽培する水の水質は宝蔵寺沼の水質にくらべ透視度、電気伝導率、および他の陽イオン陰イオン類の含有量が少なく水質としては宝蔵寺沼に比べより清澄な水環境にあることが明らかになった。

従来閉鎖系にあった宝蔵寺沼で、沼の南に設置されている大雨対策用ポンプの日常稼働により沼内に水の流れが生じるようになった。宝蔵寺沼の現況の水質は予想した以上に悪くはなく最悪期は脱しつつあるように思われる。引き続き宝蔵寺沼のポンプの稼働による沼内の水の流れを確保・維持することが重要と考えられる。今後食害対策の推進と、多様な生物との共存のなかでムジナモの自生を目指していくことが課題といえる。

1. はじめに

「ムジナモ」はきれいな水環境を好み根はなく水面に浮遊し、水中のミジンコ等の小さな生き物を二枚貝状の捕虫器で捕らえ同時に光合成もおこない生育するモウセンゴケ科ムジナモ属 (1属1種) の食虫植物である。ムジナモは11月に冬芽を形成し沈水して越冬し、翌春4月頃から水温の上昇と共に冬芽は浮上し生育を開始する。水中のミジンコやボウフラが、ムジナモの捕虫葉の感覚毛に触れると、およ

そ1/50秒の速度で閉じて捕食する敏捷性は他に類を見ない植物である。ムジナモの生育は6~8月にピークを迎え、水質がある程度貧栄養状態で、生育するムジナモの密度が高くなると開花しおよそ40日後に結実する。翌春その種子から発芽・生育も可能である。

羽生市ムジナモ保存会は1983年市民を中心として発足し、約60名の会員は自宅でムジナモを栽培・増殖し、種の保存を図ると同時に年2回定期的に宝

蔵寺沼に食害を防ぐため浮きを付けたカゴや周囲を囲ったネット内にムジナモの放流を繰り返し続けている。会員間では互いの栽培情報の意見交換を行い安定した栽培増殖を目指し、宝蔵寺沼での種々の栽培実験や保全と復元を目標に活動している。会員の高齢化が課題となっている。

羽生市の東部に位置する宝蔵寺沼ムジナモ自生地の面積はおよそ3haで、羽生水郷公園に隣接している。宝蔵寺沼ムジナモ自生地のムジナモが野生絶滅に至って既に45年が経過しようとしている。長年にわたり羽生市を初め食虫植物研究会、埼玉大学、さいたま水族館、羽生市ムジナモ保存会が宝蔵寺沼の環境改善とムジナモの自生・復元を目指す努力と取り組みがなされている。



写真1 ムジナモ



写真2 宝蔵寺沼

宝蔵寺沼の現在の水環境は湧水が途絶えて以降長期間閉鎖系の状態にあり、会員の提案により大雨時の排出用に設置されているポンプを2009年3月から週5日(約3時間/日)稼働させることになった。ポンプの稼働により羽生水郷公園の西側から宝蔵寺沼に流入し、雨水と共に排出され沼内に水の流れが生じるようになり、2009年8月頃より宝蔵寺沼に従来生育していたが近年見かけなかったタヌキモやヒシの生育が確認できるようになった。絶滅危惧種ムジナモの“国内最後の自生地”である宝蔵寺沼におけるムジナモの年間を通した生育を目指しこの研究を行った。

2. 宝蔵寺沼およびムジナモ保存会々員の水質調査方法

ムジナモは11月に冬芽を形成し沈水して越冬する時期に第1回の水質測定を開始した。3haある宝蔵寺沼内のクリーク(水路)に測定定点H-1、H-2、H-3、H-4の4箇所(図1)を定め11月、5月、7月、8月まで4回の水質測定を行った。また、水温、透視度、pH、酸化還元電位mV、電気伝導率、溶存酸素の6項目は年間を通し10ヶ月継続測定した。同時に、ムジナモ保存会々員が自宅の水槽等の栽培容器で宝蔵寺沼に放流するためボランティアで推進している増殖栽培で、安定した栽培実績がある会員(K-1~K-6)6箇所の水質を宝蔵寺沼と平行して水質分析を実施し水質情報を収集した。会員の栽培容器は長年の経験からコンクリート製の大型容器2,000L、FRPの600L、甕50L等の種々の容器があるが共通して土を入れマコモを植え込んでいる会員が多く、加えて大型容器の会員は水蓮や蓮を植えていたがそれぞれムジナモの生育環境の安定化に努力していた。今回水質測定を実施した会員のムジナモの栽培実績は、年2回の放流会に毎回100株~200株以上のムジナモを宝蔵寺沼へ放流実績があり、毎年ムジナモの開花が見られアオミドロの発生も少ない会員が多かった。

また、ムジナモ保存会々員の家が宝蔵寺沼から北に500m地点にあり自宅のムジナモの栽培に使用している井戸水を採取し、かつて宝蔵寺沼にどのよう

な湧水があったのか推測するため参考に水質分析を行った。本来ムジナモの生育に好ましい水環境をこれらの水質データから確認したいと考えた。

測定項目はムジナモの生育環境の主体となる水中の溶解成分を可能な限り評価することとし、評価項目としては十分とは言えないが以下を分析評価項目とした。

水質測定項目は水温、pH、酸化還元電位mV、電気伝導率mS/m、溶存酸素mg/L、は堀場製作所製マルチ水質チェッカーU-53により、そして透視度の6項目は自ら測定した。

有機物など量、栄養塩類、金属成分等の項目として、化学的酸素要求量mg/L、生物学的酸素要求量mg/L、塩化物イオン(Cl^-) mg/L、硫酸イオン(SO_4^{2-}) mg/L、アンモニウムイオン(NH_4^+) mg/L、硝酸イオン(NO_3^-) mg/L、りん酸イオン(PO_4^{3-}) mg/L、けい素(Si) mg/L、ナトリウム(Na) mg/L、カリウム

(K) mg/L、カルシウム(Ca) mg/L、マグネシウム(Mg) mg/L、亜鉛(Zn) mg/L、マンガン(Mn) mg/L、鉄(Fe) mg/L、アルミニウム(Al) mg/Lの各項目類は分析委託した。

測定方法はけい素(Si)はJIS K 0101工業用水試験方法に準拠しモリブデン青吸光度法により測定した。他の項目は、JIS K 1012工場排水試験方法に準拠し、アンモニウムイオン(NH_4^+)はインドフェノール青吸光度法、塩化物イオン(Cl^-)、硫酸イオン(SO_4^{2-})、硝酸イオン(NO_3^-)、りん酸イオン(PO_4^{3-})はイオンクロマトグラフ法、ナトリウム(Na)、カリウム(K)、カルシウム(Ca)、マグネシウム(Mg)、亜鉛(Zn)、マンガン(Mn)、鉄(Fe)はフレイム原子吸光法、アルミニウム(Al)はICP発光分光分析法により測定した。

3. 結果

宝蔵寺沼ムジナモ自生地水質分析結果を表1(その1)、(その2)に、ムジナモ保存会々員栽培の水質分析結果を表2に、地下水の分析結果を表3に示した。宝蔵寺沼の年間水質結果を表4に示し、この表4の宝蔵寺沼の年間水質変化を図2に示した。宝蔵寺沼およびムジナモ保存会々員が栽培する水の水質分析結果と表1、表2の水質分析結果に、相違点が確認された項目については両者を比較する棒グラフを図3(その1~3)に示した。

宝蔵寺沼の年間水温は1月が平均3.6°Cで最も低く、7月が平均29.1°Cで最も高かった。宝蔵寺沼の透視度は1月~2月が20~30と低い(悪い)傾向にあり、水量の多くなる5月以降高く(良く)なる傾向にあることが明らかになった。また宝蔵寺沼の透視度は平均53で、ムジナモ保存会々員の平均は95と明らかに会員の水の清澄度合が高かった。

pHは宝蔵寺沼で6月~8月にpH6.6~6.9レベルが数回で他は、pH7.0~7.8レベルであった。K-3の8月pH8.62は栽培管理上に何らかの異常があったと推定される。酸化還元電位は各々測定した溶液中では各種イオンの間で種々の平衡状態が同時に存在していると考えられるので、これらのデータは参考値として捉えている。

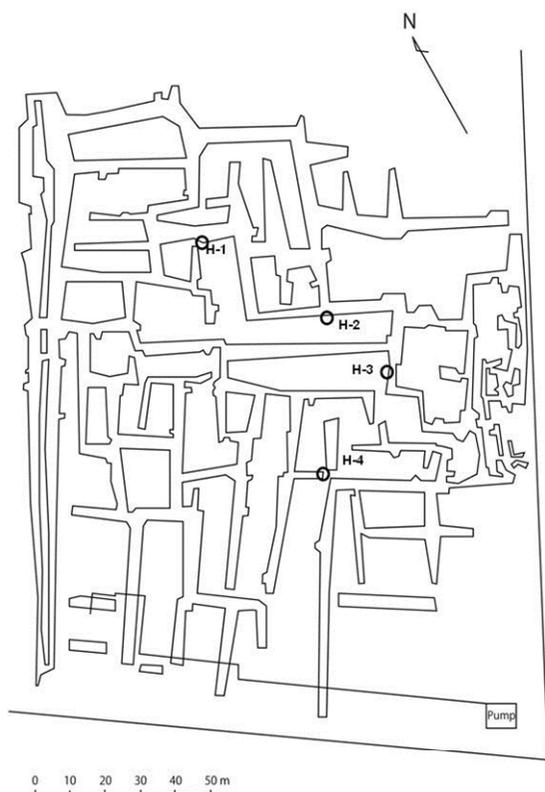


図1 宝蔵沼水質調査地点

表1-1 宝蔵寺沼ムジナモ自生地水質分析結果（地点 H-1~H-2）（その1）

＜H-1＞	2008/11/9	2010/5/21	2010/7/18	2010/8/25
温度 ℃	15.6	24.0	29.7	27.7
透視度	85	37	37	56
pH	7.62	7.36	7.36	6.90
酸化還元電位 mV	165	193	75	133
電気伝導率 mS/m	67.5	60.8	60.5	39.7
化学的酸素要求量 mg/L	—	10	—	—
生物学的酸素要求量 mg/L	—	3	—	—
溶存酸素 mg/L	9.24	nd	3.51	3.41
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L	20	24	26	42
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L	3.1	4.5	1.4	1.4
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L	0.09	0.04 ↓	0.4	—
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L	0.1 ↓	0.04 ↓	0.04 ↓	—
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L	0.1 ↓	0.01 ↓	0.01 ↓	—
けい素(Si) mg/L	—	—	9	—
ナトリウム(Na) mg/L	31	—	—	—
カリウム(K) mg/L	8.4	5.2	6.2	—
カルシウム(Ca) mg/L	78	7.2	6.1	36
マグネシウム(Mg) mg/L	—	1.5	1.6	7.9
亜鉛(Zn) mg/L	0.05 ↓	0.05 ↓	—	—
マンガン(Mn) mg/L	—	—	—	1.1
鉄(Fe) mg/L	0.8	—	2.3	1.9
アルミニウム(Al) mg/L	—	0.12	0.17	0.04
＜H-2＞	2008/11/9	2010/5/21	2010/7/18	2010/8/25
温度 ℃	14.1	25.5	31.2	27.6
透視度	85	58	64	45
pH	7.54	7.57	7.55	7.09
酸化還元電位 mV	214	255	235	123
電気伝導率 mS/m	64.3	63.0	67.8	47.1
化学的酸素要求量 mg/L	—	—	—	—
生物学的酸素要求量 mg/L	—	—	—	—
溶存酸素 mg/L	nd	nd	nd	1.73
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L	21	24	28	38
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L	3.5	4.9	0.9	1.7
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L	0.01	0.04 ↓	0.3	—
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L	0.1 ↓	0.04 ↓	0.04 ↓	—
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L	0.1 ↓	0.01 ↓	0.01 ↓	—
けい素(Si) mg/L	—	—	9	—
ナトリウム(Na) mg/L	30	—	—	—
カリウム(K) mg/L	7.6	5.5	8.4	—
カルシウム(Ca) mg/L	7.3	7.5	6.8	4.3
マグネシウム(Mg) mg/L	—	1.5	1.8	1.0
亜鉛(Zn) mg/L	0.05 ↓	0.05 ↓	—	—
マンガン(Mn) mg/L	—	—	—	1.4
鉄(Fe) mg/L	0.5	—	0.8	2.4
アルミニウム(Al) mg/L	—	0.06	0.04	0.03

表1-2 宝蔵寺沼ムジナモ自生地下水質分析結果（地点 H-3～H-4）（その2）

	《H-3》	2009/11/9	2010/5/21	2010/7/18	2010/8/25
温度 ℃		14.4	25.0	30.8	28.6
透視度		78	53	43	70
pH		7.59	7.47	7.56	7.31
酸化還元電位 mV		212	278	239	246
電気伝導率 mS/m		68.4	61.7	60.6	42.8
化学的酸素要求量 mg/L		—	9	—	—
生物学的酸素要求量 mg/L		—	2	—	—
溶存酸素 mg/L		nd.	nd.	nd.	3.28
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L		21	24	29	39
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L		3.2	4.9	3.6	2.1
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L		0.30	0.04 ↓	0.4	—
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L		0.1 ↓	0.04 ↓	0.04 ↓	—
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L		0.1 ↓	0.01 ↓	0.01 ↓	—
けい素(Si) mg/L		—	—	10	—
ナトリウム(Na) mg/L		32	—	—	—
カリウム(K) mg/L		8.3	5.7	6.9	—
カルシウム(Ca) mg/L		79	76	61	40
マグネシウム(Mg) mg/L		—	16	13	9.8
亜鉛(Zn) mg/L		0.05 ↓	0.05 ↓	—	—
マンガン(Mn) mg/L		—	—	—	0.4
鉄(Fe) mg/L		0.4	—	0.8	0.8
アルミニウム(Al) mg/L		—	0.10	0.05	0.03
	《H-4》	2009/11/9	2010/5/21	2010/7/18	2010/8/25
温度 ℃		14.9	25.1	27.0	27.8
透視度		14	35	40	47
pH		7.56	7.53	7.00	7.26
酸化還元電位 mV		189	264	210	153
電気伝導率 mS/m		33.7	37.3	34.8	37.8
化学的酸素要求量 mg/L		—	—	—	—
生物学的酸素要求量 mg/L		—	—	—	—
溶存酸素 mg/L		9.50	nd.	4.68	2.82
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L		24	24	31	34
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L		4.9	5.0	5.4	6.5
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L		0.18	0.04 ↓	0.06	—
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L		0.1 ↓	0.04 ↓	0.04 ↓	—
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L		0.1 ↓	0.01 ↓	0.01 ↓	—
けい素(Si) mg/L		—	—	13	—
ナトリウム(Na) mg/L		25	—	—	—
カリウム(K) mg/L		3.9	4.1	4.0	—
カルシウム(Ca) mg/L		28	36	30	32
マグネシウム(Mg) mg/L		—	7.9	7	7.7
亜鉛(Zn) mg/L		0.05 ↓	0.05 ↓	—	—
マンガン(Mn) mg/L		—	—	—	0.3
鉄(Fe) mg/L		0.2	—	1.0	1.6
アルミニウム(Al) mg/L		—	0.27	0.13	0.41

表2 ムジナモ保存会々員栽培の水質分析結果

水道水使用者	K-1		K-2		K-3 (井戸水使用)	
	2009/11/9		2010/5/21		2009/11/9	2010/7/18
温度 °C	16.3		25.2		14.7	29.4
透視度	100		100 ↓		100	100 ↓
pH	7.52		7.81		7.12	8.62
酸化還元電位 mV	235		277		111	197
電気伝導率 mS/m	26.7		19.3		24.6	16.7
化学的酸素要求量 mg/L	9		9		7	—
生物学的酸素要求量 mg/L	2		3		2	—
溶存酸素 mg/L	nd		nd		nd	nd
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L	33		16		3.6	2.1
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L	7.1		5.9		4.6	1.5
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L	0.01 ↓		0.04 ↓		0.24	0.12
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L	0.1 ↓		0.04 ↓		0.1 ↓	0.04 ↓
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L	0.1 ↓		0.01 ↓		0.1 ↓	0.01 ↓
けい素(Si) mg/L	—		—		—	18
ナトリウム(Na) mg/L	18		—		16	—
カリウム(K) mg/L	6.3		1.6		13	1.5
カルシウム(Ca) mg/L	19		23		23	15
マグネシウム(Mg) mg/L	—		2.2		—	3
亜鉛(Zn) mg/L	0.05 ↓		0.05 ↓		0.05 ↓	—
マンガン(Mn) mg/L	—		—		—	—
鉄(Fe) mg/L	0.4		—		0.7	0.11
アルミニウム(Al) mg/L	—		0.06		—	0.02
井戸水使用者	K-4		K-5		K-6	
	2010/5/21	2010/8/25	2010/7/18		2010/8/25	
温度 °C	27.7		29.3		29.1	29.3
透視度	100 ↓		81		76	100 ↓
pH	7.66		7.24		7.44	7.24
酸化還元電位 mV	256		278		253	278
電気伝導率 mS/m	39.7		36.9		39.8	36.9
化学的酸素要求量 mg/L	8		—		—	—
生物学的酸素要求量 mg/L	3		—		—	—
溶存酸素 mg/L	nd		5.16		7.52	5.16
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L	50		66		39	62
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L	2.0		1.6		0.08	6.1
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L	0.04 ↓		—		0.04 ↓	—
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L	0.04 ↓		—		0.09	—
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L	0.01 ↓		—		0.01 ↓	—
けい素(Si) mg/L	—		—		8	—
ナトリウム(Na) mg/L	—		—		—	—
カリウム(K) mg/L	1.2		—		6.0	—
カルシウム(Ca) mg/L	34		22		37	43
マグネシウム(Mg) mg/L	15		17		8	22
亜鉛(Zn) mg/L	0.05 ↓		—		—	—
マンガン(Mn) mg/L	—		0.04		—	0.08
鉄(Fe) mg/L	—		0.8		0.5	0.3
アルミニウム(Al) mg/L	0.03		0.02		0.03	0.03

表3 地下水の分析結果

地下水(井戸水)地下約40m	2010/7/18
温度 ℃	19.3
透視度	100 ↑
pH	6.95
酸化還元電位 mV	-17
電気伝導率 mS/m	38.4
化学的酸素要求量 mg/L	—
生物学的酸素要求量 mg/L	—
溶存酸素 mg/L	1.68
塩化物イオン(Cl ⁻) mg/L	45
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻) mg/L	0.13
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺) mg/L	0.04 ↓
硝酸イオン(NO ₃ ⁻) mg/L	0.04 ↓
りん酸イオン(PO ₄ ³⁻) mg/L	0.01 ↓
けい素(Si) mg/L	22
ナトリウム(Na) mg/L	—
カリウム(K) mg/L	5.5
カルシウム(Ca) mg/L	28
マグネシウム(Mg) mg/L	10
亜鉛(Zn) mg/L	—
マンガン(Mn)mg/L	—
鉄(Fe) mg/L	0.7
アルミニウム(Al)mg/L	0.01 ↓



写真3 宝蔵寺沼内のクリーク



写真4 宝蔵寺沼に直接ムジナモを放流実験中

表4 宝蔵寺沼の年間水質測定結果

測定点	2009/11/9	2009/12/14	2010/1/15	2010/2/20	2010/4/20	2010/5/21	2010/6/26	2010/7/18	2010/8/25	2010/9/20
H-1	11月	12月	1月	2月	4月	5月	6月	7月	8月	9月
温度 ℃	15.56	8.40	2.93	6.91	18.25	24.04	25.4	29.7	27.7	24.7
透視度	85	63	26	26	34	37	45	37	56	35
pH	7.82	7.00	6.82	7.02	7.46	7.36	6.98	7.36	6.90	7.00
電気伝導率 mS/m	67.5	63.0	56.8	34.4	49.3	60.08	53.3	60.5	39.7	53.4
溶存酸素 mg/L	9.24	10.81	nd	nd	nd	nd	2.81	3.51	3.41	5.53
酸化還元電位 mV	165	208	290	263	250	193	155	75	133	26
H-2									6.26	
温度 ℃	14.08	8.44	4.11	7.34	18.23	25.50	26.2	31.2	27.6	25.2
透視度	85	76	33	39	27	58	47	64	45	40
pH	7.54	7.23	7.45	7.17	7.55	7.57	7.20	7.55	7.09	7.42
電気伝導率 mS/m	64.3	60.7	68.8	46.7	53.5	63.0	62.9	67.8	47.1	68.5
溶存酸素 mg/L	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2.87	nd	1.73	3.12
酸化還元電位 mV	214	111	266	276	276	255	232	235	123	70
H-3										
温度 ℃	14.42	8.87	4.09	7.89	18.04	25.02	26.8	28.6	26.6	25.7
透視度	78	66	30	25	27	53	42	43	70	73
pH	7.59	7.50	7.65	7.5	7.52	7.47	7.13	6.77	7.31	7.38
電気伝導率 mS/m	66.4	49.0	64.2	41.9	49.0	61.7	56.2	57.7	42.8	49.5
溶存酸素 mg/L	nd	nd	nd	nd	nd	nd	4.62	nd	3.28	4.77
酸化還元電位 mV	212	231	262	262	274	276	254	255	246	253
H-4										
温度 ℃	14.86	9.06	3.29	7.38	18.64	25.14	24.5	27.0	27.8	24.5
透視度	14	61	34	30	28	35	53	40	47	52
pH	7.56	7.38	7.65	7.66	7.81	7.53	6.60	7.01	7.26	7.15
電気伝導率 mS/m	33.7	36.7	38.6	38.5	30.1	37.3	34.6	34.8	37.8	30.0
溶存酸素 mg/L	9.50	nd	10.83	nd	9.16	nd	2.82	4.68	2.82	4.24
酸化還元電位 mV	189	93	267	259	265	264	129	210	153	176

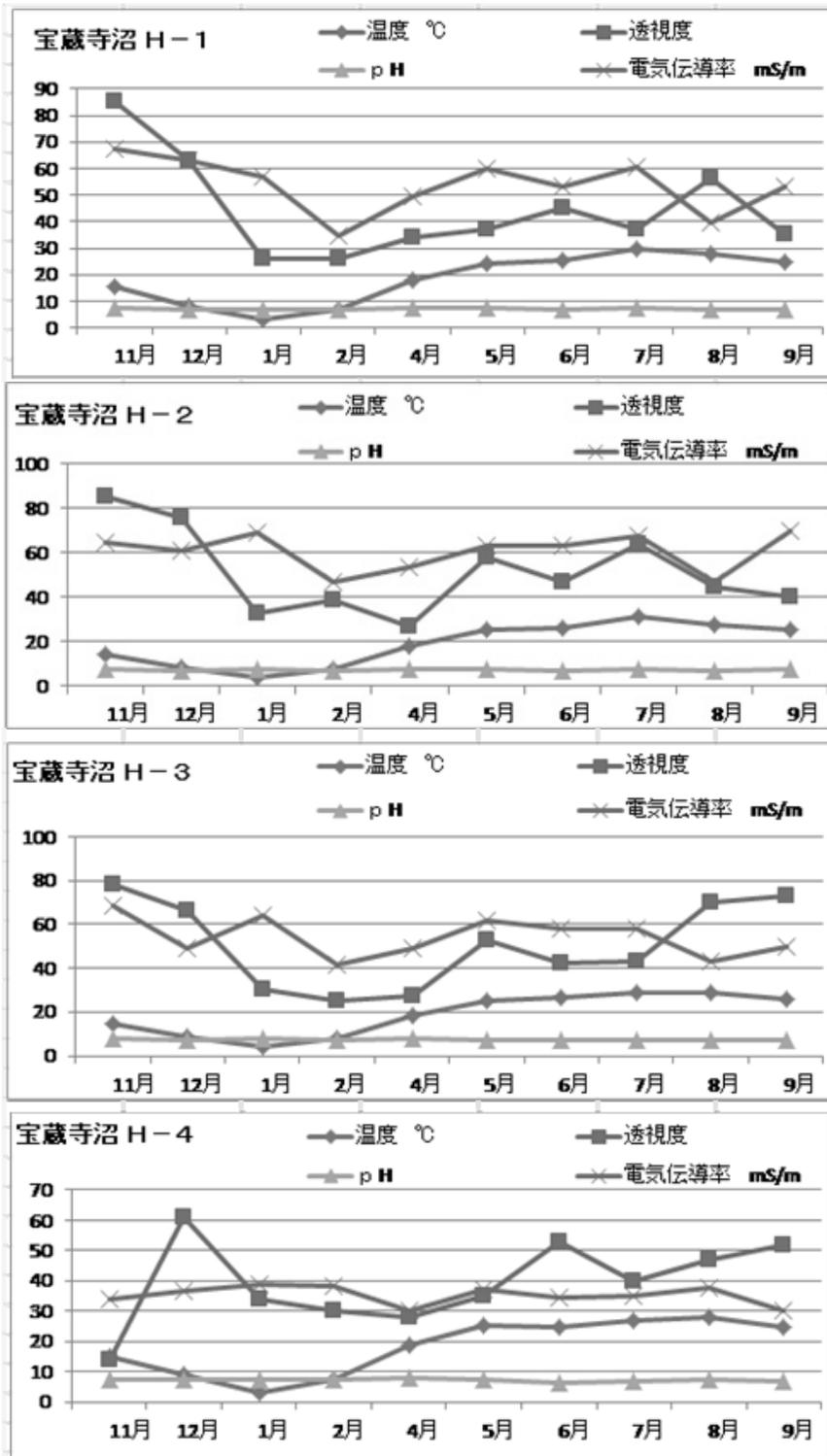


図2 宝蔵寺沼の年間水質測定結果

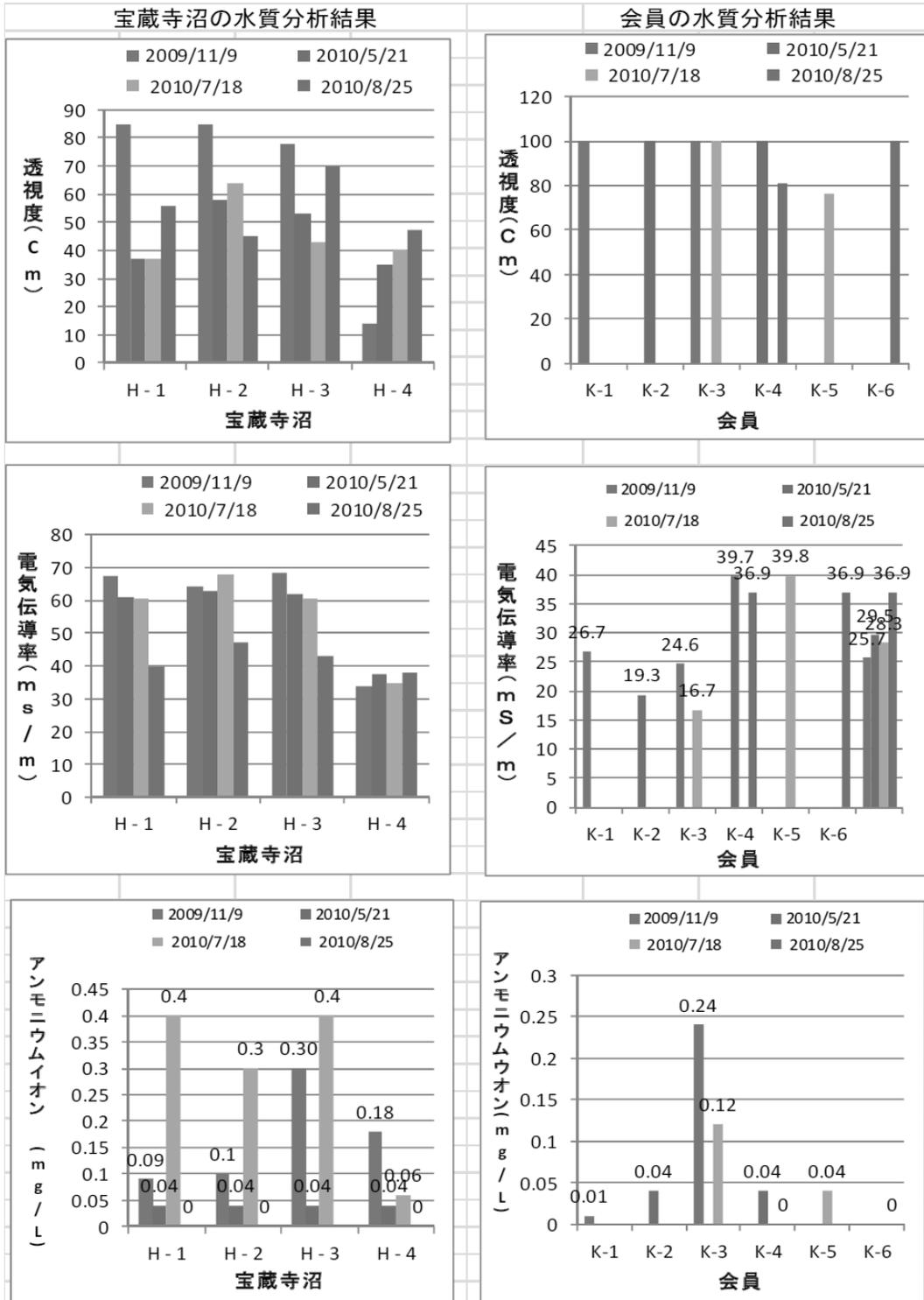


図3-1 宝蔵寺沼および会員の水質分析結果 (その1)

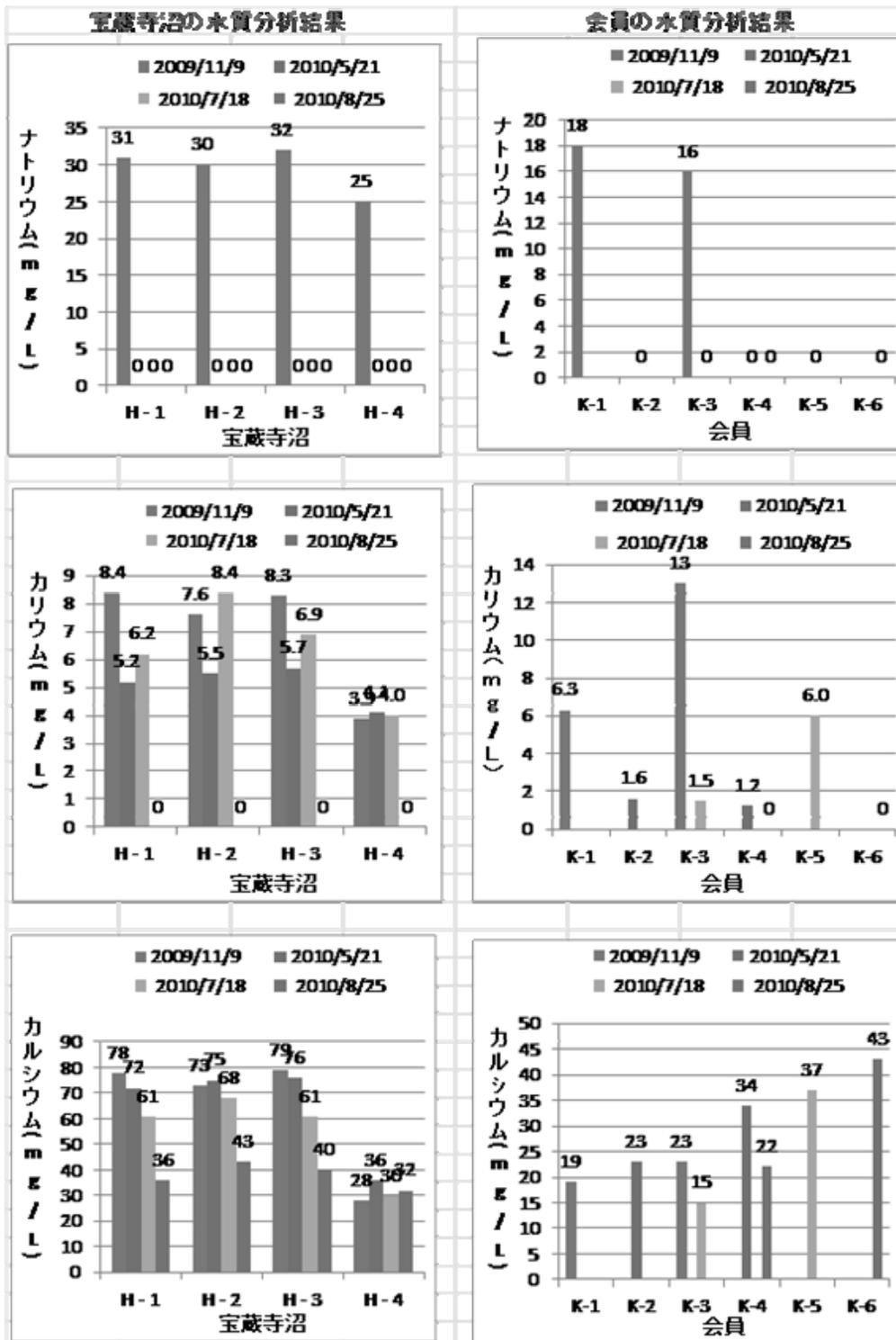


図3-2 宝蔵寺沼および会員の水質分析結果（その2）

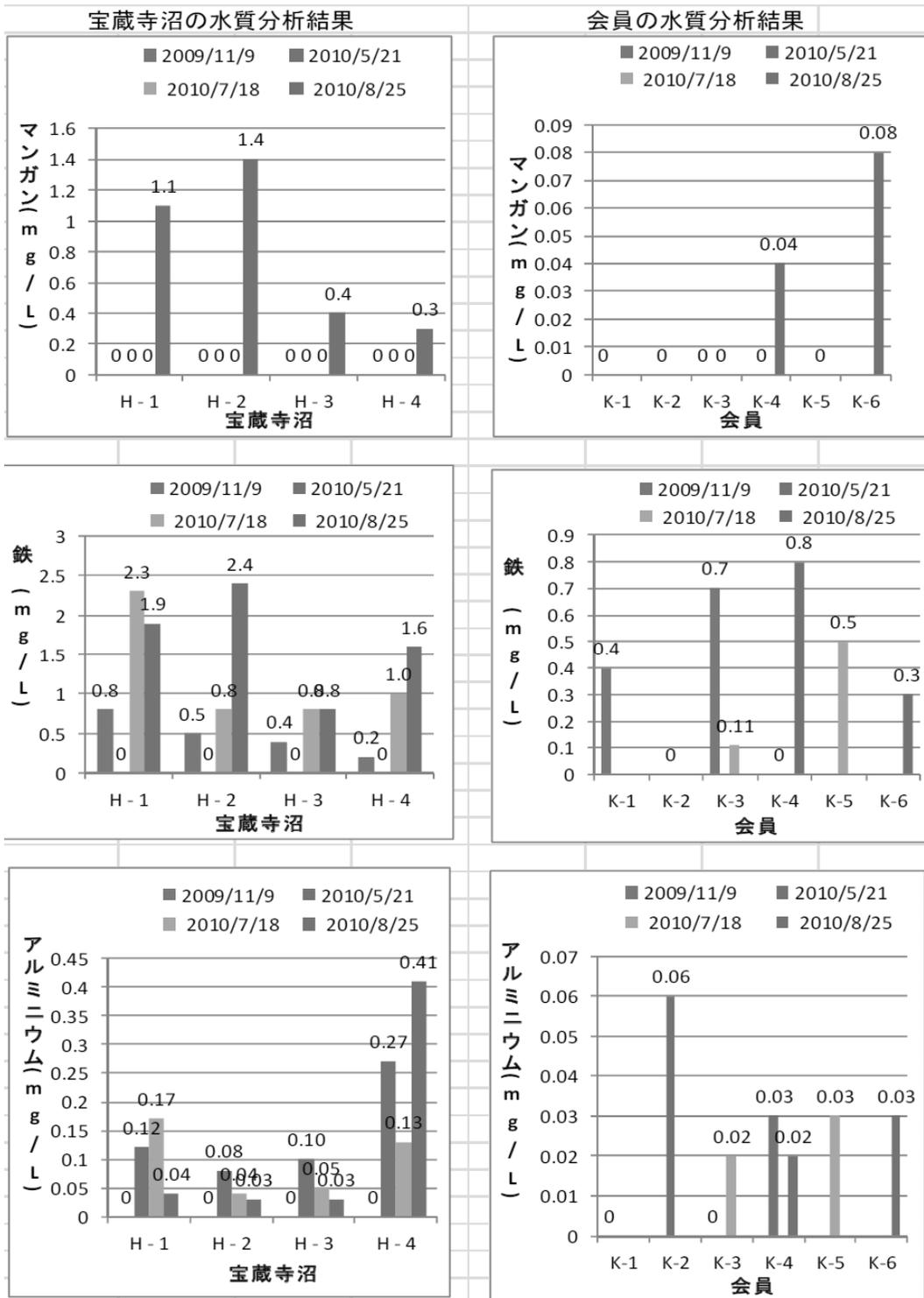


図3-3 宝蔵寺沼および会員の水質分析結果 (その3)

電気伝導率はムジナモ保存会々員30mS/mに対し宝蔵寺沼は53mS/mと高かった。宝蔵寺沼は保存会々員に比べて陽・陰イオンの各種溶けている塩類濃度が高いことを示している。化学的酸素要求量、生物学的酸素要求量の測定結果には宝蔵寺沼とムジナモ保存会々員の差異はなかった。塩化物イオンは会員間のバラツキがあり平均すると34mg/Lとなり宝蔵寺沼より10mg/L高かった。宝蔵寺沼の硫酸イオンは全地点1~7mg/Lの範囲で変動しておりムジナモ保存会々員も同程度であったが、会員のK-3の11月は通常と異なる汚染があったと考えられる。宝蔵寺沼のアンモニウムイオンは全地点0.04~0.4の範囲にあり夏季に高くなる傾向がある。ムジナモ保存会々員のアンモニウムイオンで会員K-3の11月は通常と異なり何らかの汚染があったと推定され、他は0.04mg/Lレベルで推移している。宝蔵寺沼とムジナモ保存会々員共に硝酸イオンは0.1以下~0.04以下mg/Lレベルで、りん酸イオンは0.1以下~0.01以下mg/Lレベルであった。けい素はK-3が18mg/L、K-5が8mg/Lであった。ちなみにK-5が自宅でムジナモの栽培に使用している井戸水のけい素は22mg/Lであった。供給している水に依存していると考えられる。ナトリウム、カリウム、カルシウム、鉄は保存会々員の水質が宝蔵寺沼より1/2低い傾向にあった。マグネシウム、亜鉛について宝蔵寺沼と保存会々員の差異はなかった。マンガンは保存会々員の平均値が0.06mg/Lで宝蔵寺沼の平均値が0.8mg/Lと10倍以上高かった。アルミニウムのムジナモ保存会々員の結果は0.02mg/L~0.06mg/Lで平均すると0.03mgで宝蔵寺沼の平均値0.12mg/Lの1/4以下であった。

宝蔵寺沼の4つの測定点のうちK-4は透視度が良くない傾向にあるにも関わらず、電気伝導率は低く、他と異なる特異な値を示した。この地点は沼内でも木陰がありマコモが繁茂しており、冬季以外は日照時間が少ない地点であるが日照と水温との関連が考えられる。また、電気伝導率が示しているように他地点に比べカリウム、カルシウム、マグネシウムが少ない傾向にあった。

りん酸イオンの測定方法による比較

測定方法でりん酸イオン (PO_4^{3-}) について今回はイオンクロマトグラフ法での結果を示しているが、通常モリブデン青吸光度法が多く用いられている。7月18日宝蔵寺沼で採取したH-3の同一試料による上記2種類の測定方法による比較分析を実施した。イオンクロマトグラフ法の分析結果は0.01mg/L以下で、モリブデン青吸光度法の結果は0.1mg/Lであった。りん酸イオンについては宝蔵寺沼で採取した試料ではモリブデン青吸光度法の結果が高くでる傾向にあることが確認された。

4. 考察

宝蔵寺沼およびムジナモ保存会々員の水質分析の結果からは、透視度、電気伝導率、アンモニウムイオン、ナトリウム、カリウム、カルシウム、マンガ、鉄、アルミニウムの項目に相違点を確認された。これら項目の分析結果は何れもムジナモ保存会々員の栽培する水環境では含有量が少なく、水質としては宝蔵寺沼に比べて、より「清澄」な水環境にあることが明らかになった。従来から食虫植物「ムジナモ」はきれいな水環境・貧栄養を好むと言われてきたが、今回会員の水質分析の結果から、それを改めて確認することができた。

会員が栽培に使用する水は水道水と井戸水の2種類あり、調査では水道水より井戸水を使用する会員のアオミドロの発生が少ない傾向にあったが、今回の水質分析結果ではその理由を明らかにできなかった。K-4が使用している大型の甕などの容器はアオミドロの発生が少なくムジナモの栽培に適しているように思われる。

宝蔵寺沼から北に500m地点のムジナモ保存会々員の井戸で地下約40mから汲み上げた地下水の水質は電気伝導率が38.4mS/mと高かった。従って溶解している各種成分も多く、塩化物イオン45mg/L、けい素22mg/L、カリウム5.5mg/L、カルシウム28mg/L、マグネシウム10mg/L、鉄0.7mg/Lであった、このようなデータから埼玉県平野部のこの地域を特徴とする結果となっている。かつて宝蔵寺沼に豊かにあった湧水も地表までまだ40mの地層があるものの、

この地下水に類似した水が湧水として存在していたと考えられる。

宝蔵寺沼およびムジナモ保存会々員の水質分析の結果から両者を比較すると、宝蔵寺沼は明らかに各種イオン、塩類、透視度、電気伝導率において劣っているものの、その結果は著しく悪いとは言えない。宝蔵寺沼の水質は予想した以上に悪くはなく、沼内に水の流れが保たれることにより、最悪期は脱しつつあるように思われる。引き続き宝蔵寺沼の南側に設置してあるポンプの稼働によって、沼内に水の流れを確保・維持することが重要と考えられる。

ムジナモの食害を防ぐための対策として本年度から実施したウシガエルの初夏における卵塊の除去作業の継続実施も重要である。また公園側から供給される水の水質で供給元のさいたま水族館の日量約800m³の水質の把握は今後の課題である。

謝辞

本研究を実施するにあたり埼玉大学教育学部准教授 金子康子先生、木更津工業高等専門学校環境都市工学科 講師 湯谷健太郎先生のご支援をいただき感謝申し上げます。

The *Aldrovanda vesiculosa* habitat at Hozoji pond in Hanyu City, Saitama Prefecture, has been designated as a national natural monument since it is the last natural habitat of *Aldrovanda vesiculosa* in Japan. Since 1965 the water supply to Hozoji Pond has been depleted by groundwater pumping to obtain drinking water for increased human demand. Further, environmental degradation caused by land reclamation and development on the periphery of Hozoji Pond accompanied by an increased number of bullfrog tadpoles and crayfish, which are alien species and feed on *Aldrovanda vesiculosa*, resulted in extinction of the species in the wild.

This study presents a finding obtained by comparing the quality of water in which *Aldrovanda vesiculosa* was successfully grown by members of the Mujinamo preservation group to the aquatic environment at Hozoji Pond. Measurement of water transparency, specific electric conductivity and the content of anions and cations showed that the water used by the Mujinamo preservation group members was cleaner than the water at Hozoji pond.

Although the swamp had been turned into a closed system, the former flow of water at Hozoji Pond was re-established by daily operation of a flood protection pump at the south side of the swamp. The water quality at Hozoji Pond was not worse than expected, and it seems to be improving from its worst condition. We believe that it is important to secure and maintain the flow of water in the marsh by Hozoji Pond by running the pump continuously. In order to preserve *Aldrovanda vesiculosa* for the future we must search for ways to allow it to coexist with various organisms in the wild and to protect it from animals that feed on it.

参考文献

- 小宮定志. 1966. 羽生市ムジナモ自生水域の調査報告: pp.6.
- 羽生市教育委員会. 1982. ムジナモとその生育環境: pp.178-180.
- 中野忠男. 1992. ムジナモ種子の採取と発芽成長の記録. 食虫植物研究会々誌 43巻2号.
- 中野忠男. 1996. ムジナモの栽培. 花アルバム食虫植物.
- 中野忠男・小松登志子・角田史雄・湯谷健太郎・金子康子. 2007. 埼玉県平野部における地下水汲み上げによる自然環境への影響. 平成18年度埼玉大学と市民との協同研究会. 埼玉大学総合研究機構.
- 柴田千晶・田中桃三. 2007. 食虫植物の世界: pp.20.
- 日本規格協会JISハンドブック. 2009. 53環境測定II 水質. JIS K 0101, JIS K 0102.

国立公園特別保護地区上高地における地形変化と 植生動態を許容した自然景観保全に関する基礎研究

上高地自然史研究会

川西 基博¹⁾・岩田 修二²⁾・石川 慎吾³⁾・山本 信雄⁴⁾
島津 弘⁵⁾・瀬戸 真之⁶⁾・若松 伸彦⁷⁾・金子 泰久⁵⁾

The fundamental study of vegetation and geomorphic process to landscape conservation in Kamikouchi National Park, special protection area

Research Group for Natural History in Kamikochi
Motohiro Kawanishi, Shuji Iwata, Shingo Ishikawa, Nobuo Yamamoto,
Hiroshi Shimazu, Masayuki Seto, Nobuhiko Wakamatsu, Yasuhisa Kaneko

国立公園特別保護地区に指定されている上高地の梓川沿いとその周辺は、極めて自然性の高い植生が残っている数少ない地域である。しかし、安全性を確保するための砂防工事によって河川本来の変動性が失われつつある。本研究は長期モニタリング調査の結果をふまえ、河畔植生の動態と微地形の形成プロセスを検討し、砂防工事が自然景観と種多様性に及ぼす影響の評価を試みた。河床砂礫部では、2010年7月に生じた河床地形変化が明らかになった。植生に関して、パッチ状群落は過去16年間に消失と再生を繰り返していたが、消長のパターンが一定ではなかったこと、草本群落の種組成はパッチ状群落の発達に伴って変化し、過去6年間では多くの種が消失したことが示された。河畔林では氾濫に伴う林床攪乱と土砂堆積によって複雑な立地が形成され、多様な草本群落が成立したり樹木の定着が可能になっていることなどが明らかになった。また、現況調査から工事による人為的改変によって河川の変動性が制限されていることが把握された。上高地の自然景観を保全するためには、梓川の変動性を保障し適度な攪乱を維持することが重要であると考えられた。

1. はじめに

上高地の梓川沿いとその周辺は、極めて自然性の高い植生が残っている数少ない地域であり、その大部分が国立公園特別保護地区に指定されている。多様な植物からなる河畔植生は上高地特有の景観をつくる重要な要素であるが、その存続には河川の変動性が不可欠といわれている。一方、上高地は日本を代表する観光地でもあり、安全性を確保するための砂防工事によって河川本来の変動性が失われつつある。多様な種を許容する自然景観の保全と管理

を行うためには、植生とその成立基盤である立地条件との関係およびその時空間的な変動性を明らかにする必要がある。この観点から、本研究会では上高地の植生動態と地形変化とを明らかにすることを目的とし、明神徳沢間の継続調査地において長期モニタリング調査を行っている(図1)。本報告では、上高地の河畔植生の動態と微地形の形成プロセスに関する調査結果を報告し、砂防工事が自然景観と種多様性に及ぼす影響の評価を試みた。

1) 鹿児島大学教育学部

2) 立教大学観光学部

3) 高知大学理学部

4) 信州大学山岳科学総合研究所

5) 立正大学地球環境科学部

6) 埼玉大学地圏科学研究センター

7) 東京農業大学地域環境科学部

2. 梓川上流、上高地徳沢一明神間の継続観察地における2010年7月に生じた河床地形変化

上高地を流れる梓川は谷底の幅が広く、幅の広い河道と密な河畔林に覆われた氾濫原が発達している(図1)。河床の地形は数年に一度変化し、上高地自然史研究会が徳沢一明神間の継続観察地で1994年以降作成してきた地形学図にも記録されている。2010年夏にも簡易測量に基づく地図の作成を行い、2009年以降に地形変化が生じたことが明らかになった。そこで、地形変化についてその特徴を記載するとともに、変化を生じさせた出水および前地形との関係について検討を行った。

アメダス上高地の降雨データから2010年の降雨状況について解析した。7月は雨が多く、特に7月12日には日雨量133.5mmを記録した。最大時間雨量は33mmである。この日、調査地周辺ではいくつもの支流からの土砂流出が生じていることが確認されている。そのほかの豪雨日は5月23日(91.5mm)、6月27日(87.5mm)、9月8日(80.0mm)で時間雨量が

30mmを超えた日は8月10日(最大32mm)であった。

測量・観察は8月8、9、11日および10月10、12日に行ったが、この期間内での地形変化は認められず、8月10日、9月8日の豪雨では地形変化が生じなかったことになる。島津・瀬戸(2009)は本調査地における1994年以降の地形変化を分析し、梅雨期間中の日降水量120mm以上の降雨イベントが起こった年に流路の埋積が起こり(本数の減少)、さらに激しい降雨イベントが起こった年に多数の新たな流路の形成が生じた(移動、本数の増加)と考えた。以上のことから今年は7月12日に地形変化が生じたと推定した。

最も大きな変化は、2009年の流路の途中で中州が出現するとともに、その上流側で分岐するたくさんの流路が形成されたことである。そのうちの一つは、2009年に一部が埋まり主流路から切り離されていた2008年の流路が再びつながって形成された。新たな流路が形成された場所を2009年の地図上に示すと、2009年に溝が存在した場所と重なる部分が多い

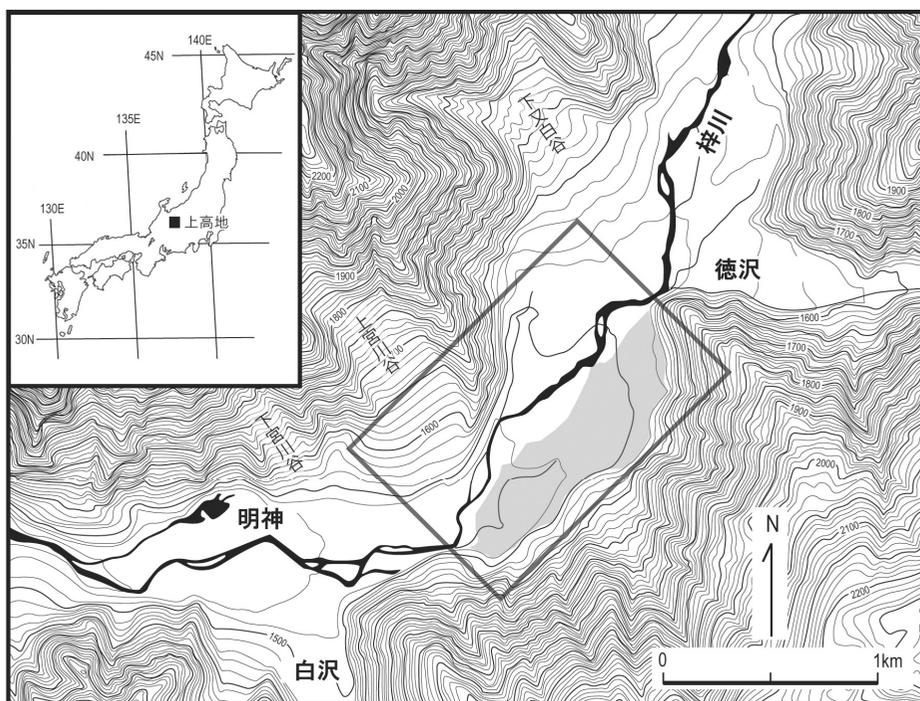


図1 枠内は継続調査地域、編みかけの部分は発達した河畔林を示す

ことが分かる。一方、調査範囲北側および東側では変化は生じていない。

2010年7月に生じた地形変化では次のようなプロセスが考えられる。2009年流路の途中で堆積が生じ、流れが発散した。その一つが2008年流路跡につながる溝と接続し、再び流路が形成された。また、左岸側には多数の小流路が形成された。溝を通して流路が開削されるプロセスには、2つの可能性がある。溢れ出た水が溝の上流側を侵食する場合と、増水時に溝の上流端から水が噴出し、溝が上流方向へ拡大することによって流路の接続した場合である。なお、左岸よりの林分や河道内のパッチ上のヤナギ群落内には土砂が流入していないことから、砂礫堆上の水深は50cm～1m以下でありあまり深くないことが推定され、流路の形成が単なる掃流力の増大にもよるものではないことが示唆される。

3. 河床砂礫部パッチ状群落の消長

明神—徳沢間の河床砂礫部のパッチ状群落は、1994年以降数年おきに毎木調査や植生調査が行われており、その間の履歴が把握されている。石川ほか(1999)は1994年から1999年間のパッチ状群落の消長を明らかにし、パッチ状先駆樹種群落が破壊と再生を繰り返して存続していることを指摘している。本報告では、上記の研究のデータと2010年に行った追跡調査の結果を合わせ、16年間のパッチ状群落の消長を明らかにすることを目的とした。

表1に1994年以降のパッチ状群落の出現と消失を示した。単木からなるパッチを除くと、1994年の時点でパッチ状群落は58あった。1994年から99年にかけてこのうちの14が消失し、新たに2が形成された。1999年から2004年にかけては13が消失し11が形成された。パッチの消失速度は1994～2004年で約3個/年であったが、2004年以降は約1個/年となっており、2004年を境にパッチの消失速度が減少した傾向が認められる。また、1994年のパッチ状群落は河道の中で比較的分散していたのに対し、2010年では左岸側の一部分にパッチがまとまっている傾向があった(図2)。このように1994年から2004年にかけてはパッチ状群落の変動が大きかったが、2004年から

2010年までは数パッチが消失・形成されるのみで、大きく変動していない。

4. 河床砂礫部パッチ状群落における草本群落の動態に関する研究

パッチ状群落の消長が調査された地域では、2004年に、各パッチ状群落に1～3つの調査区(3×3m)が設置され、植物社会学的手法による草本層の植生調査が行われている(川西・石川 2006)。この報告では、2004年の時点でのパッチ状群落に成立する草本群落の種組成と、先駆樹種群落の発達との関係が検討されている。本研究では、2010年8月に同様の地域・方法で植生調査を行い、2004年の調査結果とあわせて草本種の分布傾向を再検討し、6年間の草本群落の種組成の変化を明らかにすることを目的とした。

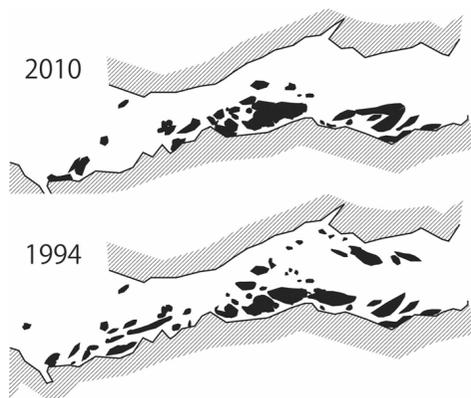


図2 明神—徳沢間における1994年と2010年のパッチ状群落の分布

表1 明神—徳沢間のパッチ状群落の出現数と消失数

	出現		消失	
	個	/年	個	/年
1994～1999年	2	0.4	14	2.8
1999～2004年	11	2.2	13	2.6
2004～2006年	6	1.2	4	0.8
2006～2010年	2	0.4	4	0.8

出現種の分布傾向を把握するために、クラスター分析によって種を区分するとともに、各パッチの草本群落の種組成の変化を把握するために除歪対応分析 (DCA) による序列を行った。また、草本群落と先駆樹種群落発達に伴う環境の変化との関係を検討するために、パッチ状群落の林齢を5年以下、5～10年、10～20年、30～40年、40～50年、50～60年、60～70年、70年以上の8つの林齢階に区分した。林齢階は、河畔林の動態に関する研究(進ほか 1999、石川ほか 1999) で得られたパッチ状群落の優占樹種の年輪コアのデータをもとに区分した。

2004年と2010年の2回の草本層の植生調査で、合計約218種が確認された。2004年に確認できた種は199種で、そのうちの73種が2010年までの間に消失した。一方、新たに出現した種は19種で、2010年に確認された種数は145種であった。両年ともに確認された種の多くは出現頻度と平均被度が小さくなっていた。

稀な種を除く111種を対象としてクラスター分析を行った結果、11の種群が区分された(表2)。このうち6の種群(種群1、2、4、5、6、7)はパッチ状群落の林齢階に対して分布の偏りがあった(χ^2 検定、 $P<0.01$)6つの種群の主要種と分布傾向は以下のとおりである。

種群1: ケショウヤナギ、ドロノキ、エゾヤナギ等のヤナギ科樹種の稚樹とホソバノヤマハハコ、ホッサガヤ等の多年草からなる。形成から5年以内のパッチを分布の中心とし、林齢20年以上のパッチにはほとんど分布しない。

種群2: ススキ、ノコンギク、オオヨモギ、ヒメノガリヤス、イブキボウフウ、ミヤマオトコヨモギ、ミヤマモジズリなどの多年草からなる。種群1とともに林齢5年以下のパッチに分布するが、林齢5～10年経たパッチが分布の中心であり、林齢30年以上のパッチにはほとんど分布しない。

種群4: アズマヤマアザミ、ダイコンソウ、ノリクラアザミ、カラフトダイコンソウ、キンミズヒキなどの多年草と、ハルニレ、サワ

グルミなどの稚樹からなる。様々な林齢のパッチに分布するが、林齢20～30年のパッチで被度、出現頻度が最も高い。

種群5: イヌトウバナ、エゾムラサキ、オオタチツボスミレ、サワギクなどの多年草と一年草のキツリフネを含む。パッチの林齢との関係は種群3と同様の傾向を示すが、キツリフネやサワギクなど氾濫原や沖積錐の湿潤な立地に分布する種(川西・石川 2004) を含むのが特徴である。

種群6: フキ、ハンゴンソウ、ラショウモンカズラ、オオバコウモリ、カラマツソウ、クサソテツなどの多年草からなる。常緑草本のフッキソウ、ベニバナイチヤクソウを含むのが特徴である。林齢10年以上のパッチに広く分布するが、林齢30～40年のパッチでは本種群が優占することが多い。

種群7: ヒカゲミツバ、ミツバベンケイ、ムカゴイラクサ、エゾイラクサなどの多年草と、ウラジロモミ、ウワミズザクラの稚樹からなる。林齢30～40年のパッチに分布の中心があり、30年以下、および40年以上のパッチでは被度、頻度ともに低くなる傾向がある。

除歪対応分析 (DCA) によって調査区の序列を行ったところ、各パッチはDCA第1軸と第2軸の座標上で広く展開され、パッチ間で草本層の種組成が異なっていることがみてとれた。DCAの第1軸上で異なる林齢階のパッチが展開されたことから、林齢に伴う環境の変化が草本群落の種組成に及ぼす影響が最も大きいと考えられた。ただし、同じ林齢階でも序列された位置が異なるパッチの集団があり、林齢階の増加に伴う種組成の変化はパッチ間で差があると考えられた。

同じDCAの軸上において、各パッチの2004年と2010年の序列位置は異なっており、6年間でパッチの種組成が変化したことがみてとれた。方向性の異なるいくつかの変化が認められたことから、林齢の発達に伴う環境の変化、氾濫による攪乱などの複数の要因が草本層の種組成に影響していることが予想された。

表2-1 河床砂礫部パッチ状群落の林齢階と草本層の種組成

各種の平均被度 (%) と出現頻度 (%、括弧内) を調査年ごとに示す。種群 (1~11) はクラスター分析による区分

	2004年							2010年							
	<5年	5-10年	10-20年	20-30年	30-40年	50-60年	70-100年	<5年	5-10年	10-20年	20-30年	30-40年	40-50年	60-70年	70-100年
パッチ数	13	5	21	6	2	7	1	10	6	8	10	4	2	7	1
種群 1															
アオスゲ	0.1(46)	0.1(40)	-	-	-	-	-	5(10)	-	-	-	-	-	-	-
ダケカンバ	0.1(46)	0.1(40)	0.1(24)	0.1(17)	0.1(50)	-	-	0.1(10)	2.6(33)	-	-	-	-	-	-
ドロノキ	4.1(62)	0.1(60)	1.7(29)	-	-	-	-	10(50)	-	-	-	-	-	-	-
ホソバノヤマハハコ	1.7(23)	-	-	0.1(33)	-	-	-	3(20)	0.2(17)	0.1(13)	-	-	-	-	-
ホッスガヤ	3.4(69)	0.1(40)	0.1(10)	0.1(33)	-	17.5(14)	-	5(20)	0.1(33)	0.1(25)	-	-	-	0.1(14)	-
ヤマハハコ	2.3(69)	0.1(40)	0.1(43)	-	0.1(50)	0.1(14)	0.1(100)	2.1(50)	0.1(17)	5(13)	0.2(10)	-	-	-	5(100)
ヤマホタルブクロ	0.7(62)	0.1(60)	1.1(48)	-	0.1(50)	-	-	2.6(20)	0.1(33)	0.1(13)	-	-	-	-	-
エゾヤナギ	1.3(31)	-	0.1(5)	-	-	0.1(14)	-	5(10)	0.1(17)	5(13)	-	-	-	-	-
オオバコ	0.1(38)	0.1(60)	1.3(57)	5(17)	-	5(14)	0.1(100)	0.2(20)	0.1(17)	1.3(50)	0.1(40)	-	-	-	-
オオバヤナギ	0.1(23)	0.1(20)	5(5)	-	-	0.1(14)	-	5(10)	5(33)	-	-	-	-	-	-
ゲショウヤナギ	12(38)	-	1.7(14)	-	-	0.1(14)	-	2.2(70)	0.1(17)	-	-	-	-	-	-
ジシバリ	0.1(38)	0.1(40)	0.8(33)	0.1(17)	-	5(14)	-	0.2(10)	-	5(13)	0.1(10)	-	-	-	-
種群 2															
アキカラマツ	5(8)	5(20)	1.9(38)	3.4(50)	-	0.1(29)	-	0.1(10)	5(17)	0.1(13)	0.1(10)	-	-	0.1(14)	0.1(100)
アマニユウ	5(8)	2.6(40)	3.4(14)	0.1(17)	0.1(50)	2.6(29)	-	-	-	-	-	-	0.1(50)	-	-
スゲ?	-	5(20)	2.1(24)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
スキキ	4.7(62)	1.7(60)	5.5(76)	0.1(50)	-	-	-	12(50)	8.2(67)	2.6(25)	1.4(40)	-	-	-	0.2(100)
テクリスゲ	1.1(38)	5(20)	0.1(5)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
イブキボウフウ	2.6(15)	5(20)	3.4(14)	-	-	-	0.1(100)	0.1(20)	-	-	-	-	-	-	5(100)
ノコンギク	3.4(92)	6.5(100)	4.8(100)	1.3(67)	5(100)	2.6(29)	37.5(100)	5.8(100)	10(100)	2.6(75)	5.5(50)	2.6(50)	0.1(50)	2.6(29)	-
ヒメノガリヤス	-	5(60)	2.1(24)	0.1(17)	5(50)	-	-	5(10)	-	2.6(25)	5(10)	-	-	-	-
ミヤマオトコヨモギ	-	5(40)	0.1(5)	-	-	0.1(14)	-	-	-	5(13)	-	-	-	-	-
キバナノヤマオダマキ	0.1(15)	11.3(40)	3.4(14)	0.1(17)	-	5(14)	-	0.1(10)	-	-	-	-	-	-	-
ミヤマモジズリ	0.1(23)	5(20)	0.1(19)	0.1(33)	-	-	-	0.1(30)	-	0.1(10)	-	-	-	0.1(14)	-
オオヨモギ	5(100)	18(100)	4.4(90)	4(83)	5(50)	5.9(43)	37.5(100)	4.2(80)	12.9(100)	6.5(63)	0.8(70)	0.1(50)	-	13.8(29)	17.5(100)
カラマン	1.7(46)	0.1(40)	0.8(33)	0.1(17)	0.1(50)	-	-	0.2(20)	-	0.1(13)	0.1(10)	-	-	-	-
キバナノヤマオダマキ	0.1(8)	5(40)	2.6(10)	-	-	0.1(29)	-	0.1(20)	-	0.2(13)	0.1(10)	-	-	0.1(14)	-
クサボタン	3.5(62)	4(100)	12.4(86)	14.5(83)	2.6(100)	1.7(86)	-	7.5(30)	0.2(83)	14.2(75)	25(90)	1.4(100)	5(50)	0.1(57)	0.2(100)
コウゾリナ	0.5(85)	2.1(100)	1(81)	2.6(33)	-	5(14)	0.1(100)	3.4(60)	2.1(83)	0.1(25)	0.1(10)	5(25)	0.1(50)	0.1(29)	5(100)
シラネセンキュウ	0.1(15)	5(20)	0.6(43)	0.1(33)	0.1(100)	0.1(43)	-	-	-	0.1(25)	0.1(30)	-	0.1(50)	0.1(29)	-
種群 3															
シナノナデシコ	0.1(23)	-	2.6(10)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
種群 4															
アズマヤマアザミ	-	-	2.6(10)	0.1(17)	-	5(14)	-	-	-	5(13)	2.6(20)	-	-	0.1(14)	-
ダイコンソウ	-	-	1.7(14)	-	0.1(50)	0.1(29)	-	-	-	3.4(38)	0.1(40)	-	-	0.1(14)	0.1(100)
イワアカバナ	0.1(15)	0.1(20)	0.8(33)	-	-	-	0.1(100)	-	5(17)	0.1(25)	0.1(40)	-	-	-	0.1(100)
ノリクラアザミ	0.1(8)	0.1(20)	4(33)	2.6(33)	-	1.7(43)	-	-	5(17)	5(13)	0.1(30)	0.2(25)	-	-	0.1(100)
ハルニレ	0.1(38)	0.1(40)	0.1(62)	1.3(67)	0.1(50)	0.1(29)	0.1(100)	0.1(10)	1.8(50)	1.4(50)	2.6(20)	-	-	0.1(57)	5(100)
ヒメジョオン	-	5(20)	0.1(14)	0.1(17)	-	-	-	-	5(17)	5(13)	-	-	-	-	5(100)
ウツボグサ	0.1(8)	-	3.8(29)	0.1(33)	-	-	-	-	5(17)	-	-	-	-	-	-
ウマノミツバ	0.1(8)	0.1(60)	0.8(33)	-	5(50)	1.5(100)	0.1(100)	-	2.6(33)	2.6(50)	0.9(60)	0.1(25)	5(50)	1.1(71)	-
ミヤマザクラ	0.1(8)	-	1.7(14)	1.7(50)	-	0.1(29)	-	-	-	0.1(13)	0.1(20)	0.1(75)	-	0.1(14)	-
ヤマザナギ	0.1(15)	0.1(20)	3(24)	-	-	-	-	-	0.1(17)	-	0.1(10)	-	-	5(50)	0.1(14)
オククルマグラ	-	5(20)	1.3(38)	1.3(67)	-	0.1(57)	0.1(100)	-	-	-	0.2(20)	-	17.5(50)	0.1(29)	-
カラフトダイコンソウ	0.1(8)	-	0.1(29)	0.1(17)	-	0.1(14)	-	-	-	1.7(38)	-	-	-	0.1(29)	-
カントウマユミ	-	0.1(20)	0.1(24)	0.1(50)	0.1(50)	0.1(29)	-	-	0.1(33)	0.1(25)	1.7(30)	0.1(25)	-	0.1(57)	-
キンミズヒキ	-	-	3.4(14)	5(17)	-	2.6(29)	-	-	-	5(25)	5(10)	0.1(25)	-	-	0.1(100)
クマイチゴ	-	-	18.8(10)	2.6(33)	-	-	-	-	0.1(17)	0.1(13)	11.3(20)	-	-	-	-
クルマグラ	-	-	2.6(19)	-	0.1(100)	0.1(14)	-	-	0.1(17)	4.5(50)	3.2(80)	0.1(50)	-	1.4(57)	-
サワダルミ	-	-	0.1(33)	0.1(17)	0.1(50)	0.1(43)	0.1(100)	0.1(10)	0.1(17)	0.1(25)	1.7(30)	-	0.1(50)	1.7(43)	-
種群 5															
スゲsp	-	-	0.1(5)	-	-	-	-	-	0.1(17)	0.1(13)	1.8(30)	0.2(25)	-	-	-
イヌトウバナ	-	0.1(40)	1.3(19)	0.1(17)	0.1(50)	-	-	-	0.1(17)	-	0.1(10)	-	-	-	0.1(100)
ミヤマトウバナ	0.1(15)	0.1(40)	1.7(43)	-	-	0.1(43)	0.1(100)	-	0.1(17)	0.2(38)	3.4(30)	-	-	-	-
エゾムラサキ	-	0.1(20)	1.7(29)	0.1(17)	-	0.1(14)	5(100)	-	0.1(17)	-	0.1(10)	-	-	-	-
オオタチツボスミレ	0.1(15)	0.1(40)	1.1(48)	0.1(50)	5(50)	0.1(43)	-	-	-	0.1(38)	1.5(70)	-	0.1(50)	0.1(71)	0.1(100)
キツリフネ	-	0.1(20)	2.6(10)	0.1(17)	-	0.1(14)	0.1(100)	-	-	-	2.1(50)	-	-	2.6(29)	-
サワギク	-	-	0.1(5)	-	-	-	-	-	-	0.1(13)	2.6(40)	-	-	0.1(29)	-

表2-2 河床砂礫部パッチ状群落の林齢階と草本層の種組成

各種の平均被度 (%) と出現頻度 (%、括弧内) を調査年ごとに示す。種群 (1~11) はクラスター分析による区分

	2004年							2010年							
	<5年	5-10年	10-20年	20-30年	30-40年	50-60年	70-100年	<5年	5-10年	10-20年	20-30年	30-40年	40-50年	60-70年	70-100年
パッチ数	13	5	21	6	2	7	1	10	6	8	10	4	2	7	1
種群 6															
イタドリ	0.1(15)	-	17.6(24)	2.1(83)	-	1.7(43)	17.5(100)	0.1(20)	0.1(17)	1.3(50)	0.1(40)	6.9(100)	-	1.7(43)	0.1(100)
ハンゴンソウ	-	5(20)	0.1(24)	10.7(67)	-	3.8(57)	-	-	-	5(13)	2.6(20)	5(25)	-	5.9(43)	-
フキ	0.1(15)	5(20)	13.4(43)	5.5(100)	5(50)	6.1(100)	5(100)	-	0.1(17)	11(83)	5.3(80)	10.1(100)	5(50)	9.3(100)	27.5(100)
フックソウ	-	-	-	5(33)	-	43.5(71)	-	-	-	-	-	87.5(25)	-	43.8(29)	-
ベニバナイチヤクソウ	5(8)	-	0.1(38)	10.7(67)	33.8(100)	12.6(43)	-	5(10)	-	0.1(13)	5(30)	45(50)	5(50)	5(14)	-
ミヤマイボタ	-	-	-	0.1(17)	0.1(50)	2.1(71)	-	-	-	-	-	2.6(50)	-	1.7(43)	-
ミヤマギイチャゴ	-	-	0.1(10)	-	5(50)	2.6(57)	-	-	-	-	-	2.6(20)	5(50)	11.3(29)	0.2(100)
ヤマカモツグサ	2.6(15)	-	5.7(52)	5(50)	0.1(100)	1.7(43)	0.1(100)	-	0.1(83)	3(63)	5.7(40)	2.6(50)	0.1(50)	1.8(43)	0.2(100)
ヨツバヒヨドリ	0.1(15)	0.1(20)	2.2(33)	5(17)	0.1(50)	5(14)	-	0.1(10)	-	0.1(38)	2.6(20)	-	0.1(50)	2.6(29)	-
ラショウモンカズラ	-	-	2.6(10)	0.1(33)	-	2.1(71)	-	-	0.1(17)	0.1(13)	1.3(40)	0.1(25)	-	1.3(57)	-
オオバコウモリ	0.1(8)	-	0.1(10)	5(17)	0.1(50)	14(71)	-	-	-	5(13)	1.3(40)	-	-	2.6(29)	-
オニシモツケ	-	-	0.1(10)	0.1(33)	-	1.7(43)	0.1(100)	-	-	0.1(13)	0.1(10)	0.1(25)	-	-	-
カラマツソウ	0.1(15)	0.1(20)	3.3(48)	8.1(67)	0.1(50)	4.2(86)	5(100)	0.1(20)	0.1(17)	3.4(38)	5.5(60)	8.8(50)	0.1(50)	1.7(43)	5(100)
クサソウテツ	-	-	-	37.5(17)	-	2.6(29)	-	-	-	-	-	11.3(50)	-	-	-
サナギイチゴ	-	0.1(20)	0.1(19)	8.8(83)	-	3(71)	-	-	-	2.6(25)	0.1(10)	2.6(50)	-	11.3(29)	0.1(100)
サラシナショウマ	-	-	0.1(15)	5(17)	0.1(50)	15(57)	-	-	-	-	0.1(10)	-	0.1(50)	0.1(29)	-
種群 7															
アマドコロ	-	-	0.1(15)	0.1(17)	17.5(50)	0.1(57)	-	-	-	-	0.1(20)	0.1(25)	0.1(50)	-	-
ヒカゲミツバ	-	-	0.1(10)	0.1(17)	-	0.1(14)	-	-	0.1(17)	-	5(20)	2.6(50)	-	0.1(43)	-
ミツバベンケイ	-	0.1(20)	0.1(10)	0.1(17)	-	-	-	-	-	-	5(10)	-	-	-	-
ミヤマアキノキリンソウ	-	-	0.1(19)	-	2.6(100)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ムカゴイラクサ	-	-	0.1(15)	0.1(17)	5(50)	0.1(57)	-	-	-	0.2(13)	1.7(30)	-	0.1(50)	0.2(14)	-
ウラボシ	0.1(8)	0.1(40)	0.1(19)	0.1(33)	2.6(100)	0.1(57)	-	-	-	0.1(25)	2.6(20)	0.1(25)	-	0.1(14)	-
ヤマブキショウマ	0.1(8)	5(20)	0.1(15)	5(17)	5(50)	-	-	-	-	-	-	0.1(25)	-	-	-
ウミズガラ	0.1(8)	-	2.6(10)	-	5(50)	0.1(43)	-	-	-	-	0.1(10)	0.1(25)	-	0.1(43)	-
エゾイラクサ	-	-	0.1(15)	-	-	0.1(14)	-	-	-	0.1(13)	2.6(20)	0.1(25)	-	-	-
オオヒカゲミツバ?	-	5(40)	20.9(14)	-	5(50)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ゴマナ	-	0.1(40)	1.1(48)	0.1(17)	5(100)	0.1(14)	-	0.1(30)	0.1(17)	2.6(50)	3.4(30)	-	-	0.1(14)	0.1(100)
シシウド	0.1(8)	-	-	-	5(50)	2.6(29)	-	-	-	-	-	-	0.1(50)	-	-
種群 8															
アカショウマ	-	-	0.1(19)	-	-	0.1(29)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
タガンテソウ	-	-	-	0.1(50)	0.1(50)	0.1(57)	-	-	-	-	0.1(10)	0.1(50)	-	0.1(14)	-
タニガワハンノキ	0.1(31)	0.1(20)	0.1(29)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ツボスミレ	-	0.1(20)	0.1(15)	-	0.1(50)	-	-	-	-	0.2(25)	0.1(10)	-	-	-	-
ツルマサキ	-	0.1(20)	0.1(52)	0.1(50)	-	0.1(57)	-	-	-	0.1(25)	0.1(20)	0.1(25)	0.1(50)	0.1(29)	-
ノアザミ	0.1(8)	-	0.1(14)	-	-	0.1(14)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
フユノハナワラビ	0.1(8)	-	0.1(14)	-	-	0.1(14)	-	-	-	-	0.1(10)	-	-	-	-
マイヅルソウ	-	-	0.1(15)	0.1(50)	-	-	-	-	-	-	-	0.1(50)	0.1(50)	-	-
ミヤマカラマツ	-	0.1(20)	0.1(15)	0.1(33)	-	0.1(43)	-	-	-	-	-	0.1(25)	-	0.1(14)	-
ヤグルマソウ	-	-	0.1(14)	-	-	0.1(29)	-	-	-	-	-	-	0.1(25)	0.1(50)	-
ヤチダモ	-	0.1(20)	0.1(29)	0.1(33)	-	-	-	-	-	0.1(25)	0.1(10)	0.1(25)	-	-	-
ヤブニンジン	-	0.1(20)	0.1(10)	0.1(17)	0.1(50)	0.1(43)	-	-	-	0.1(13)	0.1(10)	-	-	-	-
ヤマハタザオ	-	-	0.1(19)	-	-	0.1(14)	-	-	-	0.1(13)	0.1(30)	-	-	-	-
ヤムカサネ	-	-	0.1(38)	0.1(17)	-	0.1(29)	-	-	0.1(17)	0.1(13)	0.1(40)	-	0.1(50)	-	0.1(100)
オノエヤナギ	0.1(15)	-	0.1(10)	-	-	-	-	-	-	0.1(13)	0.2(20)	-	-	-	-
キオン	-	-	0.1(14)	-	0.1(50)	0.1(14)	-	-	0.1(17)	-	-	-	-	0.1(14)	-
ゲンショウコ	-	-	0.1(10)	-	-	-	-	0.1(10)	-	0.1(13)	0.1(20)	-	-	-	-
シナノキ	0.1(8)	-	-	0.1(17)	-	0.1(14)	-	0.1(10)	-	-	0.1(20)	-	-	0.1(14)	-
種群 9															
タカネコウボウ	0.1(8)	0.1(20)	0.1(15)	-	-	-	-	0.1(10)	-	-	0.1(10)	-	-	-	-
ハナムギ	0.1(8)	0.1(20)	0.1(10)	-	-	0.1(100)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ホンバムカシヨモギ	0.1(15)	-	0.1(15)	0.1(17)	-	-	-	0.1(10)	0.1(17)	-	-	-	-	-	-
ミヤマハタザオ	1.3(31)	-	0.1(14)	0.1(17)	-	-	-	0.1(20)	-	-	0.1(20)	-	-	0.1(14)	-
ヤマヌカボ?	0.1(38)	0.1(40)	0.1(10)	0.1(17)	-	0.1(14)	-	0.1(10)	-	0.1(25)	0.1(10)	-	-	0.2(14)	0.2(100)
シギンカラマツ	0.1(31)	-	-	0.1(17)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
シナノオトギリ	0.1(38)	0.1(40)	0.1(19)	-	-	-	-	0.1(20)	0.1(17)	-	-	-	-	-	-
種群 10															
タイツリオウギ	5(8)	0.1(20)	5(10)	0.1(17)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
オヤマボウチ	-	0.1(20)	1.3(19)	-	-	-	-	-	-	0.2(13)	-	-	-	-	-
クガイソウ	-	0.1(40)	1.7(14)	0.1(67)	0.1(50)	2.6(29)	-	0.1(10)	-	-	0.1(20)	-	0.1(50)	-	-
種群 11															
タチツボスミレ	-	-	-	-	-	-	-	0.1(10)	0.1(33)	0.1(13)	0.1(10)	-	-	-	-

以上の結果から、大局的にみれば草本の種群はパッチ状群落の林齢と対応しているといえる。しかし、氾濫による攪乱や地下水位等の付随的な要因によっても分布が制限されると考えられる。こうして、河床砂礫部では多くの草本が共存可能となり、全体として著しく種組成の多様な草本群落が成立すると考えられる。なお、本研究で稀な種として解析から除外した種は出現種の半数を占めており、種多様性を検討する際に無視できないものである。これらの種についても調査を進める必要がある。

5. 河畔林への氾濫による林床植生の攪乱と植物の多様性

明神から徳沢間の左岸側には上高地で最大規模の河畔林が成立している(図1)。この河畔林はヤナギ科樹種の老齢林やハルニレ、ウラジロモミ林などの遷移後期種の発達した群落から構成されており(進ほか 1999)、上記のパッチ状群落とは明瞭に異なる相観となっている。これらの発達した群落のモザイク構造は、梓川本流の移動によって形成されたと考えられており、さらに河畔林内に流入した氾濫の侵食作用と土砂堆積によって微細な地形が形成されている(島津 2004)。こうした複雑な林分構造と微地形とがあいまって、河畔林内の立地環境は多様である。この河畔林では、様々な草本群落が発達しており、その成立には河畔林への氾濫が影響していることや(川西ほか 2003)、ハルニレやウラジロモミ等の遷移後期種の定着には草本層を破壊する攪乱が必要であることが指摘されている(和田 1999)。発達した河畔林への洪水攪乱は、上高地の河畔植生の維持に極めて重要であると考えられる。こうした背景から、本報告では護岸の設置されていない河畔林の縁部に調査区を設け、氾濫が草本群落と樹木の定着に及ぼす影響の解明を目的として継続調査を行っている。

本研究の調査地は河畔林の本流に面した林分に位置し、調査プロットの大きさは27m×57mである。このプロットを3m四方のグリッドに区切り、それぞれのグリッドにおける草本層(高さ1.9m以下)についてBraun-Blanquet(1964)の全推定法に基づく植生

調査を行った。本調査は、2003年、2007年、2010年に行った。調査範囲内の河畔林は、林冠にケシヨウヤナギが優占し、オオバヤナギ、ハルニレなどが混生する林分が主である。氾濫原内の湧水を水源とする流路脇にはタニガワハンノキ林(進ほか 1999の、ケヤマハンノキ林に相当する)が、本流に面した部分には、エゾヤナギのパッチが一部みられる。

本調査地では礫の堆積した地域と砂が堆積した地域が明瞭な境をもって分布しており、さらにそれぞれの堆積地を侵食して小流路が発達している(川西・石川 2004)。礫堆積地、砂堆積地ともに流路に面した部分では、毎年氾濫の影響があると推察された(それぞれ礫堆積地(新)、砂堆積地(新))。一方、それよりも氾濫原内に位置する礫地(礫堆積地(旧))では10年以上、砂地(砂堆積地(旧))では約5年間は氾濫の影響がない(2003年の時点)と推察された。

林床植物は、オオヨモギ、シラネセンキュウ、クサボタン、ノコンギク、コウゾリナ、ススキなどの礫堆積地に主に分布する種群、オオバコウモリ、カラマツソウ、サラシナショウマ、アズマヤマアザミ、オニシモツケなどの砂堆積地に分布する種群と、ヤマキツネノボタン、キツリフネ、オオバタネツケバナといった小流路に分布する種群に類別される。2003年時では、砂堆積地に分布する種群は植被率が90%以上の密な林床植生を構成し、礫堆積地および小流路に分布する種群は植被率が30%以下の林床植生を形成していた。樹木の实生は、砂堆積地にはほとんどみられず、もっぱら礫堆積地に分布しており、林床植生の植被率の低い礫堆積地で定着しやすいと考えられた。流路に面した毎年氾濫がある礫堆積地(礫堆積地(新))では主にヤナギ科やハルニレの实生が定着するのに対し、河畔林内にあって堆積後10年を経過した礫堆積地(礫堆積地(旧))ではサワグルミが定着していた。

2003年から2010年の7年間で大規模な土砂堆積は起こらなかったが、氾濫の影響と思われる地形変化と水流の通過した痕跡が認められた。DCAによる序列から、各立地ともにこの7年間で種組成が変化することがみとれた(図3)。礫の堆積地では、草本の被度が増加したが、サワグルミの稚樹の多くが生残

しており、樹高約2mに達していた。一方、砂の堆積地では2010年の時点も2003年と同様に高茎草本群落
が成立していたが、全体的に出現種数と植被率が減少していた。この群落では、2006年の氾濫時に氾濫
水が通過したことが確認されていることから、氾濫
の影響によって一部の種が消失した可能性が高い。

以上の結果から、礫堆積地では草本群落の発達
が遅く、堆積後約20年間は草本の植被率が低く維持さ

れること、そこがサワグルミの更新サイトとなっ
たこと、土砂堆積をほとんど伴わない氾濫でも植被率
が低下したり一部の草本種が排除されたりするこ
となどが示された。このような立地の違いがプロ
ット内で認められたことは、河畔林における氾濫の影
響が数メートルスケールで異なっており、それが多
様な草本の共存を可能にし、樹木の更新サイトを生
み出していると考えられる。

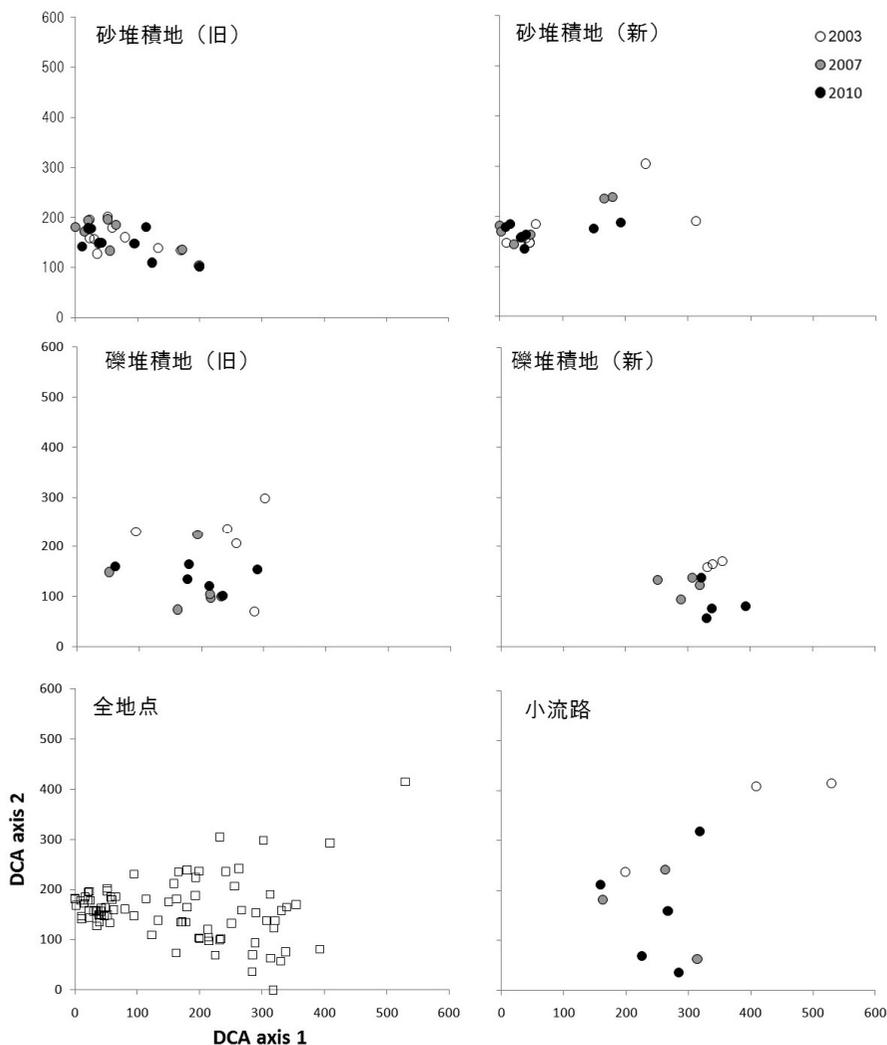


図3 河畔林の草本層における植生調査スタンドのDCAによる序列

全調査スタンド(全地点)の序列結果と、各立地のみを表示した図(砂堆積地(新、旧)、
礫堆積地(新、旧)、小流路)を示す。

なお、上記の調査区に隣接する地域では、2006年に大量の土砂堆積を伴う氾濫があり、河畔林の林床植生の一部が壊滅的に破壊された。2007年にこの地域に調査区を設け、それ以降の植物の回復過程を継続調査している。氾濫から4年を経た2010年の時点では、キツリフネなどの一年生草本の優占群落が発生しハルニレやサワグルミ等の実生も定着している。この結果は、氾濫によって形成された土砂堆積地は、樹木の更新サイトとなり、攪乱依存性の高い草本の生育立地としても機能することを示している。

6. 上高地梓川周辺の沖積錐における植物群落の分布と動態

梓川の支流と本流の合流部に発達する沖積錐には、本流の河畔林とは異なる植生が成立しており、上高地の植物の多様性において重要な要素である。本研究では、上高地梓川周辺の沖積錐に発達する植生の動態を明らかにすることを目的に、(1) 沖積錐上の先駆樹種群落と地質の関係、(2) 土石流による攪乱状況と植生の回復過程に関する研究も進めた。

(1) 沖積錐上の先駆樹種群落と地質の関係

梓川へ直接合流する急斜面の沢が多く存在し、沢と梓川本流の合流部には沖積錐が多く形成されており、そこにも先駆樹種群落が発生している。沖積錐は様々な時間間隔で土石流が頻繁に起こることが特徴であり、上高地ではこの攪乱によって立地の多様性が生じ、独特の景観を形成している。上高地の梓川の周囲の地質は堆積岩、花崗岩・閃緑岩、火山岩に大別することができ(原山 2002)、地質が変わるにつれて景観も変化しているように見える。しかし、構成樹種が変化する原因はまだ明らかになっていない。そこで、本研究では上高地の森林構成の多様性を、沖積錐の地質と先駆樹種の侵入との関係から明らかにすることを目的とした。

調査地は堆積岩域、花崗岩・閃緑岩域と火山岩域のそれぞれ2、3箇所の沖積錐に設けた。現流路の裸地に定着できる樹種を明らかにするために、それぞれの沢の先端部から頂部あるいは土砂がせき止められている場所まで、現流路内を歩きながら標高約10mごとの区間で先駆樹種の稚樹の被度と群落高、

隣接群落高、現流路幅を調査した。また、各沖積錐において発達した林分の構造を明らかにするために100m²のプロットを各2~9地点、合計26地点設定し、毎木調査を行った。また、年輪コアを採取して樹齢を計測するとともに、表層堆積物採取して含水率と粒度組成を測定した。

表層堆積物の粒度組成は堆積岩域では礫の占める割合が非常に多く、火山岩域では極細粒砂とシルトの占める割合が比較的多くなっていった。花崗岩・閃緑岩域では粒度組成に偏りが見られず、さまざまな粒径の堆積物で構成されていた。2cm以上の礫の個数と大きさは、堆積岩域と花崗岩・閃緑岩域とは明確な差は見られなかった。しかし、火山岩域においては礫の個数が他の地質よりも圧倒的に少なかった。土壌含水率は火山岩域が7.4±12.4%(平均値±標準偏差)、花崗岩域が16.4±8.0%、堆積岩域が43.9±15.9%であり、堆積岩域が高く、火山岩域が低い傾向があった。

各沖積錐の現流路内を踏査した結果、シラカンバ以外の樹種の稚樹はどの地質域にも定着していたが、それぞれの被度と出現頻度は大きく異なっていた。堆積岩域ではサワグルミとカツラ、火山岩域ではカラマツとシラカンバが特に出現頻度が高かった。花崗岩・閃緑岩域ではこれらの樹種がともにみられ、堆積岩域と火山岩域の中間的な樹種組成であった。

樹高1.3m以上の樹木の胸高断面積合計による相対優占度は、堆積岩域ではサワグルミ、カツラ、ウラジロモミの優占度が高かった。花崗岩・閃緑岩域ではタニガワハンノキ、カラマツ、サワグルミが優勢であった。火山岩域ではカラマツ、シラカンバ、タニガワハンノキが優勢であった(図4)。

現流路に出現する稚樹は地質域間で共通していたが、各樹種の出現頻度と被度は地質域によって異なっていた。堆積岩域ではサワグルミとカツラが、火山岩域ではカラマツとシラカンバが比較的出現頻度が高く、花崗岩・閃緑岩域ではその中間的な種組成になっていた。現流路内の勾配は堆積岩域では急、火山岩域と花崗岩・閃緑岩域では緩やかであり、地質によって土石流などで運搬される土砂の粒度組成が異なるため、先駆樹種組成に違いが生まれていると考えられる。

(2) 下宮川谷沖積錐土石流跡の植生動態に関する研究

1998年に土石流の発生した下宮川谷において、立木の枯死状況、新たに侵入した高木性樹種の実生の定着と成長過程、土石流跡周辺からのササ群落の再侵入過程について継続調査を行っている。

2010年の調査の結果、新たに枯死した高木はなかった。高木個体では、土石流発生後2年以内にウラジロモミが数個体枯死しただけで、今年も含めてその後枯死した高木個体は認められなかった。後継稚樹の成長が最も良好であった場所は、土石流によって損傷を受けて1999年に枯死したウラジロモミの高木の林冠ギャップであった。この場所の優占樹種はサワグルミで、樹高は最大で4.6mに達した。他種の稚樹の樹高はいずれも1m以下で、いずれサワグルミの稚樹に被圧されて枯死するものと予想される。土石流発生前から林冠のやや開いている場所においても、サワグルミの稚樹の優占度が高く、それ以外にはハルニレ、ダケカンバ、カツラの出現頻度が高かった。出現頻度の高い実生・稚樹は、いずれもそれらの母樹が周囲に存在し、種子が十分に供給された結果であると考えられる。上記の樹種の中では、サワグルミの成長速度がもっとも速く、侵入した実生の個体数が大きく異なる限り、サワグルミが優占していくものと思われる。一方、2004年に発生した土石流跡に形成された大きなギャップでは、周辺にサワグルミの母樹が少なく、極めて多様な後継樹種が侵入していた。樹高も拮抗しており、このギャップの後継樹種が何になるのか予想できない状況である。上記の経過や全体の稚樹の状況を総合す

ると、この沖積錐ではサワグルミが優占するものの、サワグルミの母樹が近くに存在しないギャップでは、他の樹種が後継樹種となる可能性が高い。

土石流堆積地周辺からのササ群落の侵入速度は極めて遅い。土石流の末端に近くて大きな岩屑の堆積が薄く、マトリックスが比較的充填されている場所でも、土石流発生後12年経過した今年のササの侵入距離は最大で約2mであり、侵入面積もわずかであった。末端に近い場所以外では、ササ群落の侵入はほとんど認められなかった。ササ群落の侵入には岩屑の間に細粒なマトリックスが充填されることが必要で、土石流跡が再びササ群落で覆われるまでには、まだかなりの年月が必要であると思われる。

7. 大正池から横尾までの、上高地谷谷底周辺の地形変化と人為的自然改変の現況調査

今回の調査は、2010年8月5日から10日まで行った。今年、7月13日に梓川流域で多量の降雨のため水量がかなり増したので、河道の変更や、土石流、小規模な崩壊などが見られたが、とくに大規模な変化は見られなかった。ただし、人工的な工事や構造物と関係した、改変・変化がみられた。

(1) 支川からの流出

河童橋から明神、徳沢へむかう左岸の登山道が六百沢、下白沢、白沢を渡る部分で、土石流や洪水による土砂流出があり、登山道や橋が土砂に覆われたことが観察できた。土砂はすでに排除されていた。いずれの沢でも袖付きの谷止め（小型治山堰堤）が数基ずつ建設されているので、洪水流や土石流が沖積錐上に広がらず集中したためである。

(2) 治山運搬路終点の奥又白谷から横尾への河原の仮設道路

横尾での建設工事にもなつて従来から使われていた梓川河道内の仮設道路が、今年はいっそう整備され、恒久的な道路として整備され始めたと感じられた。7月の出水のあと整備されたと思われる。言うまでもなく、景観的にも、河川や河原の生態系に与える悪影響は非常に大きく、国立公園特別保護地区・特別名勝特別天然記念物にはまったくふさわしくない物である。一刻も早く、撤去されるべきである。

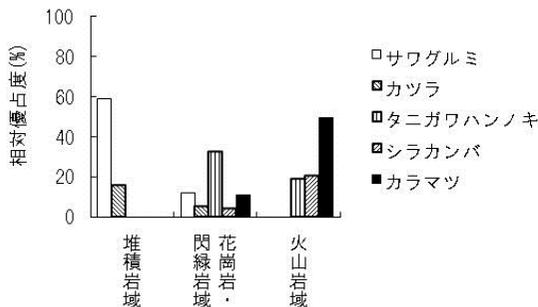


図4 沖積錐における主要先駆樹種の相対優占度

(3) 仮設橋の土手

右岸治山林道から徳沢施設集中地区への自動車道路が梓川を渡る地点に仮設橋がある。この橋の取り付け道路を守るための土砂堤防が流失し、取り付け道路の一部でも土砂流出が発生したようである。数年おきのこのようなことが起こるのは、下流の河床を人為的に上昇させることになり、下流の広範な部分の生態系に悪影響をあたえている。

(4) 白沢出会い

白沢からの土砂流出は例年継続しているが、今年は、土砂が橋を越えたほど多量であった。白沢に沿って徳本峠まで調査したが、新たな崩壊の発生や、継続的に土砂を出している山腹の場所はなく、土砂の大部分は、河道内や、低位の段丘の縁の浸食によると思われる。部分的につくられた護岸工や谷止めが流路を固定し、そこを通過する土砂が、登山道の橋がネックとなってその部分にトラップされていると思われる。白沢扇状地上を流路が自由に流れるように改善すべきである。

8. 総合考察

上高地梓川ではこれまで、ケショウヤナギをはじめとした先駆樹種群落の成立と発達、ハルニレ、ウラジロモミ等の遷移後期種の更新、河畔林の林床植生を主とした草本群落の種組成などの植生動態に関する調査が行われ、同時に、梓川本流周辺の微地形、発達した河畔林の成立する氾濫原の微地形などの地形学的研究が継続的に進められてきた。これらの調査研究において、上高地における河畔植生は梓川の微地形形成作用と攪乱作用に大きく依存して維持されていることが指摘されている。しかし、梓川の流路や河畔植生の長期的な変動は不明な部分も少なくなかった。本研究では、16年間のパッチ状群落の消長、6年間の草本群落の動態、河床地形と流路の年変動、沖積錐における植生と土石流の影響などに関する知見が得られ、長期的な変動特性の一端が明らかになった。

1994年以来ほぼ毎年行っている徳沢-明神間の梓川河道での測量結果から梓川本流の変動をみることができる。1994年に4本あった流路は2005年に1本に減

少し、1996年には再び3本に増加した。その後、2000年まで3本の流路が確認できたが、2001年には河床中央の1本に減少した。2005年、2006年に河床中央部で交互に流路が移動し、2007、2008年は大きな変化はなかった。2009年には2008年の流路が一部埋積され流路が移動した。2010年には埋積部が再び開削されるとともに、新たな小さい流路が多数形成された。

梓川河床砂礫部のパッチ状群落は、消失と再生を繰り返しているが、2004年を境に変動が小さくなっている。この変化の時期は梓川河道の移動パターンの変化した時期と概ね一致しているように思われ、梓川の変動がパッチ状群落の消長に影響していることを示唆する。それぞれのパッチ状群落に生育する林床植物は、発達段階に応じた種組成となって全体として高い多様性が維持されると考えられたが、一方で、調査区から消失した種や、被度の減少した種が少なくなかった。その原因を特定するためにはさらなる調査が必要であるが、洪水攪乱や先駆樹種群落の発達に伴う被陰などの要因によって局所個体群が消失している可能性が高い。河畔植生の多様性は梓川による攪乱作用によって生み出されると考えられるが、侵食作用が強かったり土砂が厚く堆積したりする氾濫は、むしろ草本植物を排除する作用のほうが強いと考えられる。草本植物の高い種多様性が維持されるためには、ある程度の長さの安定期間も必要であると考えられる。

人為的自然改変の現況調査から様々な工事が地形や植生に影響を及ぼしていることが懸念される。これまでの河床の地形測量では、工事用車両に形成された作業道路が確認されており、それが数年間維持されることが明らかになっている。また、上流に形成されている護岸や河床を横断する仮設橋が下流の河床に及ぼす影響も懸念される。特に重要視すべき項目として河道の固定、工事に伴う河床地形の改変、護岸が挙げられる。

現状の知見から砂防工事が植生に及ぼす影響を検討すると、河道の固定と河床地形の改変は、限定された地域に高頻度の攪乱をもたらす可能性がある。本研究の結果は草本植物が梓川の変動性の変化に特に敏感に反応することを示しており、砂防工事によ

る地形改変とそれに伴う流路変動の制限が局所的な個体群の消滅につながる危険性が高いことを示唆する。また、護岸は河畔林への氾濫の流入を妨げており、河畔林そのものを破壊する強度の攪乱（河道の移動など）も林床を破壊する程度の攪乱も望めない状態になっている。河畔林が攪乱を受けない場合、樹種の更新が不能になったり、競争に弱い草本種が消失したりすると考えられる。

攪乱を維持しながら植物の種多様性を維持するためには、梓川の移動が広い範囲にわたって保障され、一部のエリアに攪乱を集中させないことが重要であると考えられる。工事による改変が梓川河道の移動と地形形成プロセスにどのように影響し、植生がどう反応したのかをさらに具体的に明らかにすることを今後の課題とし、上高地の自然の保全につなげたい。

引用文献

- 原山智. 1990. 上高地地域の地質. 地域地質研究報告 (5万分の1地質図幅). 地質調査所: p.175.
- 進望・石川慎吾・岩田修二. 1999. 上高地・梓川における河畔林のモザイク構造とその形成過程. 日本生態学会誌, 49: 71-81.

- 川西基博・石川慎吾. 2006. 上高地梓川の河床砂礫部における草本群落の種組成. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 10: 8-16.
- 島津弘・瀬戸真之. 2004. 上高地, 徳沢—明神間の氾濫原における微地形・植生と氾濫史. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 9: 1-8.
- 島津弘・瀬戸真之. 2009. 徳沢—明神間の継続調査地における流路の年々変動と降雨イベント. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 11: 13-18.
- 石川慎吾・川西基博・山本信雄. 1999. 上高地梓川の河床砂礫部における先駆樹種群落の動態. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 5: 51-55.
- 川西基博・石川慎吾・島津弘. 2003. 河畔林における林床植生の種組成と微地形の対応関係. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 8: 15-23.
- 川西基博・石川慎吾. 2004. 氾濫原における林床植物の立地と樹木実生の定着. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 9: 9-17.
- 和田美貴代. 1999. 梓川河畔林におけるハルニレ・ヤチダモ・ウラジロモミの侵入・定着過程. 上高地自然史研究会研究成果報告書, 5: 27-36.

Kamikochi valley, National Park special protection area, is extremely important area that natural landscape is remaining. Although riparian vegetation composing main part of the landscape is maintained by flood of Azusa river, the dynamics is being lost by artificial alteration for visitor's safety. This study based on the monitoring investigation since 1994 shows the dynamics of riparian vegetation and geomorphic process of Azusa river in Kamikochi. And from these results, the effects of artificial alternation to biodiversity were discussed. The annual changes of riverbed landform in 2010 were showed. In this riverbed, although patchy communities of pioneer tree have repeated partial destruction and recovery among 1994 to 2010, destruction pattern of patch has not been constant. Various plant species would have been maintained owing to appropriate disturbance caused by the flooding. But, many herbaceous species in riverbed observed in 2004 have disappeared after 6 years. In addition, several artificial alternations were observed from survey of existing conditions. The dynamics of Azusa river would be most important condition to maintain the landscape of Kamikochi because riparian plants depend on diverse disturbance regime such as annual flooding and drastic channel shifts across the wide floodplain.

日本におけるユネスコ「人と生物圏」計画の普及と 「生物圏保存地域」の登録・活用

日本 MAB 計画委員会

酒井 暁子¹⁾・松田 裕之¹⁾・鈴木 邦雄²⁾・岩槻 邦男³⁾・中静 透⁴⁾・石田 弘明⁵⁾

Promotion of UNESCO's Man and the Biosphere Programme and Biosphere Reserves in Japan

Japanese Coordinating Committee for MAB

Akiko Sakai, Hiroyuki Matsuda, Kunio Suzuki, Kunio Iwatsuki, Thoru Nakashizuka, Hiroaki Ishida

1. 活動の目的

MAB計画は生物圏保存地域（ユネスコエコパーク）の指定と活用を通じて、原始的な自然環境の保護と地域社会の持続的発展の両立を図る国際プログラムである。生物多様性と生態系サービスの維持・向上、および文化的多様性を維持するための優れた枠組みとして、国際的に高く評価されている。しかし日本では社会的な認知が進まず、生物圏保存地域も事業開始初期に4地域が指定された以来、新規登録が途絶えており、既存登録地もほとんど活用されていない。

そこで本助成課題を通じ、国内でMAB計画の啓蒙・普及を進め、ユネスコエコパークの新規登録を目指し、また既存登録地の活動を促進することを目的とした。

2. 活動内容および成果

1) 本助成金により、2010年3月17日、日本生態学会第57回大会（東京）において企画シンポジウムを開催した：タイトル「利用と保全の調和を図る国際制度としてのユネスコMAB（人間と生物圏）計画：日本の環境保全戦略への活用」司会：鈴木邦

雄（MAB国内委員会主査／横浜国大学長）

講演演題 1 イントロダクション：MABと生物圏保存地域（松田裕之、酒井暁子）、2 南アルプスの自然とMAB生物圏保存地域（増沢武弘；静岡大学）、3 Living harmoniously with man and nature systems in Shinan Dadohae Biosphere Reserve（洪善基；韓国 木浦大学から招聘）、4 Development of Man and the Biosphere (MAB) Programme in Asia : main achievements and lessons learnt (HAN Qunli ; イラン ユネスコテヘラン事務所から招聘)、5 里山の新たな保全制度としてのMAB生物圏保存地域の可能性（大澤雅彦；マレーシア マラヤ大学から招聘）、6 コメント：屋久島におけるMAB生物圏保存地域と世界自然遺産との関係（羽伊佐幸宏；環境省）、7 コメント：MAB計画とESD（持続発展教育）（浅井孝司；文部科学省）。

シンポジウムには約130名が参加し、会場からの積極的な発言もあり、生態学者にMABの存在と意義をアピールすることに成功した。また参加者の中からMAB活動に貢献したい旨の個人的な申し出が複数あり、その後実際に我々の活動に参画している。

1) 横浜国立大学大学院環境情報研究院（〒240-0067 横浜市保土ヶ谷区常盤台79-7）
2) 横浜国立大学 3) 兵庫県立人と自然の博物館 4) 東北大学大学院生命科学研究科
5) 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

2) 生物多様性条約第10回締約国会議（名古屋）のサイドイベントとして、同本会議場（白鳥ホール）にて国際シンポジウムを開催した（2010年10月26日）：タイトル「持続発展教育（ESD）とユネスコ人間と生物圏（MAB）計画における我が国の取組に関するシンポジウム」（文部科学省・ユネスコ国内委員会主催、日本MAB計画委員会は共催団体として企画運営を行った。）

プログラム：開会挨拶 藤島信夫（文部科学省国際統括官）、基調講演1 鈴木克徳（金沢大学）、基調講演2 アナ・パーシク（ユネスコ本部）、パネル討論 司会：松田裕之（MAB計画委員長）、パネリスト：サルバトール・アリコ（ユネスコ本部）、高野孝子（エコプラス）、洪善基（韓国MAB）、基調講演者2名、総司会・閉会挨拶 鈴木邦雄（MAB国内委員会主査）

3) 新規登録に向けた各地域での取り組みの支援

現在6地域で新規登録の検討が行われている。

宮崎県綾町では市民（NGOてるはの会）、行政（町役場、林野庁九州森林管理局）、科学者（地元研究者および日本自然保護協会等）が協働して、ユネスコエコパークへの登録を目指し、現在活発に準備を進めている（2011年10月にユネスコに申請書を提出済）。当地の自然保護活動には大澤委員らが古くから関わり、2010年5月には酒井が町長含め関係者に説明を行う等、MAB計画委員会は積極的に協力を行っている。綾町はCOP10で来日するユネスコMAB担当者による現地視察会を開催し、有益な助言を得ることができた。新聞社等地元メディアも高い関心を寄せている。

世界自然遺産登録を目指す南アルプス（山梨、静岡、長野の県と市町村）では、2008年末頃より岩槻委員の働きかけでエコパーク登録への活動が始まり、行政や増沢武弘教授ら研究者が中心となり現在まで活動が続いている。南アルプス世界自然遺産登録推進協議会総会・講演会で酒井（静岡市2009年5月）、松田（山梨県韮崎市2010年5月）が講演を行った。

長崎県対馬市では、地元行政が強い関心を寄せ、

問い合わせを受け2010年8月に市長と松田委員長、酒井らで協議を行った。現在松田が中心となり、市役所と連絡を取りつつ対馬に関わる研究者等との調整を進めている。

松田委員長が世界遺産自然科学委員を務める知床で、エコパーク登録に向けての議論を始めている。また2010年11月には福島県只見町、および大台ヶ原・大峰ユネスコエコパークの奈良県天川村において、地元からの要望で酒井が役場職員と一般市民を対象に説明会を行った。

4) ニュースレターの発行と配布、および計画委員会拡大会議の開催等

本助成金によりInfoMAB No.34、No.35を発行し、上記生態学会大会でNo.34を、COP10サイドイベントではNo.34とNo.35を配布した。

文部科学省MAB担当官など計画委員以外の関係者も交えて複数回の計画委員会会議を開催した。協議の結果、各地域の関係者との協働体制を強化するために新たに「日本ユネスコエコパーク（MAB/BR）登録地・候補地ネットワーク（Japan Biosphere Reserve Network; J-BRnet）」を立ち上げた。また計画委員会に規約を設けるなども決定した。2010年9月よりMAB計画通信（メールニュース）を月1回程度編集し、計画委員、J-BRnetメンバー、および省庁等関係者に配信している。

3. 今後の展望

J-BRnetを通じてユネスコエコパークの新規登録活動と既存登録地での活用の促進を引き続き行いたい。実効性のある自然保護制度として社会への定着を図るためには、既存制度との関係の構築を含め、日本にとってのMABのあり方を研究・議論する必要があると考え、2011年3月の生態学会で企画集会を開催した（「ユネスコMAB（人間と生物圏）計画：日本発ユネスコエコパーク制度の構築に向けて」）。助成金による以上の成果は、2011年9月に韓国で開催された東アジア生物圏保存地域ネットワーク会議で報告し、国際的な議論のバックグラウンドとして活用した。

4. 付記

日本MAB計画委員会について

1970年に発足したユネスコのMAB計画事業（Man and Biosphere Programme）を推進するために組織された団体。保全生物学者、生態学者等の科学者が構成する。文部科学省が設置するMAB国内委員会に対する諮問機関であるとともに、同省の委託を受けて我が国が関わるMAB関連活動の実務を担当している。

2011年10月現在の計画委員会のメンバー：松田裕之（委員長）、鈴木邦雄（MAB国内委員会主査）、岩槻邦男、大澤雅彦、三浦慎悟、中越信和、増沢武弘、朱官丈晴、松井淳、井田秀行、湯本貴和、石井信夫、岡野隆宏、酒井暁子（事務局）。会の詳細はホームページ（risk.kan.ynu.ac.jp/gcoe/MAB.html）を参照願います。

地域連携による生態学教育プログラム「人と自然と生態学」2

岩手生態学ネットワーク

松政 正俊¹⁾・三上 修¹⁾・牧 陽之助²⁾・松木 佐和子²⁾・東 淳樹²⁾・竹原 明秀²⁾
島田 卓哉³⁾・柴田 銃江³⁾・中村 克典³⁾・杉田 久志³⁾・吉田 信代⁴⁾・本城 正憲⁴⁾
鈴木 まほろ⁵⁾・小山田 智彰⁶⁾・山内 貴義⁶⁾・前田 琢⁶⁾・煙山 彰⁷⁾
由井 正敏⁸⁾・平塚 明⁸⁾・島田 直明⁸⁾・金子 与止男⁸⁾・占部 城太郎⁹⁾

A Regional Educational Program for Ecological Minds 2: “Human, Nature and Ecology”

Ecology in Iwate Network : EINET

Masatoshi Matsumasa, Osamu Mikami, Yonosuke Maki, Sawako Matsuki, Atsuki Azuma, Akihide Takehara, Takuya Shimada, Mitsue Shibata, Katsunori Nakamura, Hisashi Sugita, Nobuyo Yoshida, Masanori Honjo, Mahoro Suzuki, Tomoaki Oyamada, Kiyoshi Yamauchi, Taku Maeda, Akira Kemuyama, Masatoshi Yui, Akira Hiratsuka, Naoaki Shimada, Yoshio Kaneko, Jotaro Urabe

1. 目的・方針

本プログラムは「自然との共存を求める社会の基盤づくりに寄与すべく、自然を科学的に理解し、かつ愛おしむ心を持つ人材を数多く育てること」を目的として2008年度に開始し、2009年度は3回の市民講座を実施した。その際には、前年度に引き続いて北東北地域の自然の特性や人々の生活に関連の深い生物についてのテーマを選ぶことにより、市民の興味を高め、その生態学的な理解を促すとともに、地域に根を下ろした研究活動の重要性も訴えた。

市民講座では、受講生と地域に暮らす生態学の専門家との交流を重視し、講座の内容、講演時間、構成、実施場所などについてのアンケート調査を実施して、その結果をもとに次の市民講座のテーマや実施形態を決定した。また、講座に引き続いて自由参加の討論会も開催し、生態学の専門家、自然保護活動や環境保全に関わる人々、農林水産業に携わる人々、および一般市民が自由に、かつより深く議論できるよう工夫した。

2. 活動内容

盛岡市および周辺の市町村を中心とする岩手県を対象地域とし、3回の市民講座を実施した。市民講座のテーマ・講座内容は、上述のようにアンケート調査によって集めた受講者からの声をもとに設定したが、同時に、生態学的に重要な概念や、地域の自然保護にとって重要な視点が理解できるようなものとした(表1)。

話題提供者は、市民講座の約3ヶ月前までに決定し、話題提供者からの写真を使用して広報のためのチラシを作成した(図1)。このチラシは市民講座の1ヶ月ほど前には県内の公的施設や高等学校等に配布すると同時に、過去の市民講座におけるアンケート調査等でダイレクトメールによる案内を希望した個人および団体には直接送付した(約400件)。さらに、ホームページ(<http://biology-ec.iwate-med.ac.jp/REPFEM.html>)にはチラシ画像とともに講座の概要を掲載し、盛岡市の広報誌や商用の情報誌を通じての広報も行った。なお、これらの広報は岩手県および盛岡市の教育委員会、岩手県立博物館、岩手

1) 岩手医科大学 2) 岩手大学 3) 森林総合研究所東北支所 4) 東北農業研究センター 5) 岩手県立博物館
6) 岩手県環境保健センター 7) 岩手県水産技術センター 8) 岩手県立大学 9) 東北大学

県水産技術センター、森林総合研究所東北支所、岩手大学、岩手県立大学および岩手医科大学の後援を得て実施した。

市民講座の1～2週間前には、話題提供者と生態学ネットワークのメンバーによる検討会を実施し、専門的な内容を平易に説明するため、構成や話し方についてのブラッシュアップを行った。また、市民講座の後には、アンケートへの回答を参照しつつ反省会を行い、次に向けての改善点等を洗い出した。

3. 成果・検討

参加者は第3回が約130名（写真1）、第4回および第5回が約100名であり（写真2、3）、第4回のアンケート調査結果によると、参加者の75%が2回以上の参加者、すなわちリピーターであった（図2）。スライドの見やすさや、それぞれの話題・総合討論等の時間配分についての質問に対しては、90%以上の参加者が「見やすい」および「適当である」と回答しており（図3）、初回から継続している見直しが功を奏していると思われる。また、参加者から希望をとり、市民講座のチラシを希望する個人・団体に直接郵送

するという周知方法もリピーターの確保に大きく寄与していると思われる。一方、初回参加者（全体の25%）の中には高校生などの若い世代の参加者も見られ（図2、写真3）、高等学校や公民館などの公的機関を通しての広報も継続していくことが望ましいと考えられる。参加者の年齢層は10～30代が15%、40～50代が35%、60代および70代以上がそれぞれ20%および30%程度であり、若い世代の参加が少ないが、それぞれの話題の後の質疑応答は極めて活発であり、参加した若い人達の刺激になったと思われる。このプログラムの効果を継続して社会に浸透させていくためには、今後さらに若い世代の参加を促す工夫が必要であると考えられる。講座終了後に実施した自由参加の討論会には、第4回、第5回ともに20名ほどが参加し、一般の参加者、話題提供者、および岩手生態学ネットワークのメンバーが、より緊密に意見を交換することが出来た（写真3;下段右）。ただし、一般市民にとっては、やや参加しにくい雰囲気だと思われるので、今後はもう少しリラックスして議論を交わすことができる環境を整えるべきであろう。

表1 これまでに実施した市民講座のテーマ・講座内容
第1、2回は2008年度、第3～5回を2009年度に実施

第1回「生き物からみた岩手の自然」(2009年1月25日)	
1)北東北の渚と生き物たち	松政正俊(岩手医科大学共通教育センター)
2)岩手の森の木の話	柴田鏡江(森林総合研究所東北支所)
3)放牧で維持する草原のチョウ:北上山地安家森	吉田信代(東北農業研究センター)
4)田んぼで守る北限のメダカ	東 淳樹(岩手大学農学部)
第2回「野の花をめぐる生き物のつながり」(2009年6月14日)	
1)虫をあてにしない花たち	平塚 明(岩手県立大学総合政策学部)
2)サクソウのタネが実るためには	本城正憲(東北農業研究センター)
3)湿原の花と虫たちのゆるやかな関係	鈴木まほろ(岩手県立博物館)
第3回「森を食べ、森とともに生きる動物たち」(2010年1月30日)	
1)食べられないための工夫 -ドングリの場合、そして野ネズミの対抗手段-	島田卓哉(森林総合研究所東北支所)
2)普通の虫が普通でなくなる前に -日本最大級の蛾クスサンの場合-	松木佐和子(岩手大学農学部)
3)松を食べるだけなら「松くい虫」にはならなかった -100年前、マツノマダラカミキリに訪れた転機-	中村克典(森林総合研究所東北支所)
第4回「植物からみた人の営み」(2010年6月13日)	
1)フクジュソウはどんな場所に生えているか? -農村の人の暮らしとの関わり-	島田直明(岩手県立大学総合政策学部)
2)人の営みが作ってきた北上山地の森林	大住克博(森林総合研究所関西支所)
第5回「見えない世界の生態学」(2010年9月20日)	
1)鉄と硫黄と微生物 -「いろ」で読む「おんせん」の生態学-	牧陽之助(岩手大学人文社会科学部)
2)菌に頼って生きる植物 -植物の根で展開する菌根菌との共生関係-	横山潤(山形大学理学部)



図1 本年度に実施した市民講座のチラシ。左から第3回、第4回、および第5回。

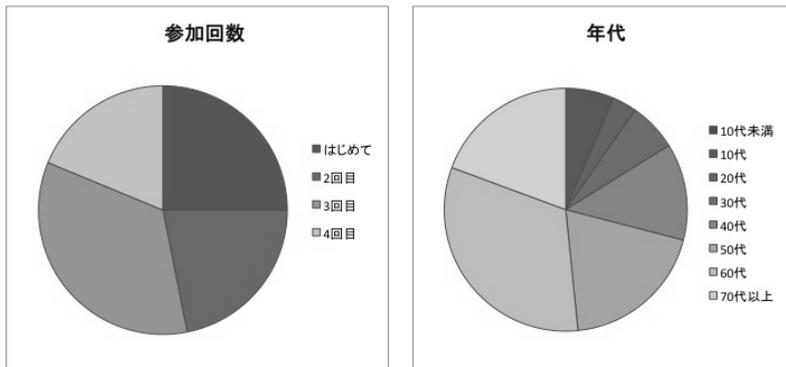


図2 市民講座4アンケート結果 (参加回数と年代)

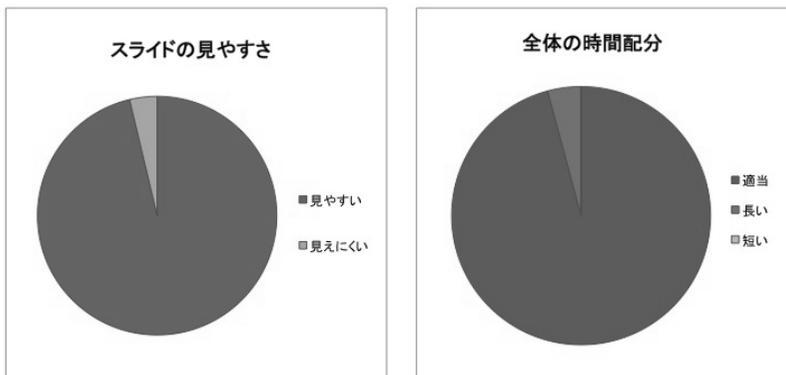


図3 市民講座4アンケート結果 (スライドの見やすさと時間配分)



写真1 第3回市民講座の様子



写真2 第4回市民講座の様子



写真3 第4回市民講座の様子（下段右は自由参加の討論会）

野生動物レスキュー&リハビリ・ボランティア養成

野生動物保護施設ネットワーク

森田 正治

Training of Volunteers for Wildlife Rescue and Rehabilitation

Wildlife Protection Establishment Network
Masaharu Morita

1. 開講にあたって

昨年1月に北海道から九州までの野生動物保護センターや動物病院など、実際に傷病野生動物の保護活動を行っている施設が情報交換や共通事業を行うべくネットワークを設立しました。「野生動物保護と自然環境保全の推進と教育に寄与すること（会則抜粋）」を目的としています。主な事業活動は、セミナーやボランティア養成講座の開催で、このP.N.ファンドの助成を受けることができ、今回が初めての事業です。

2. ボランティア養成の必要性

自然環境を知る上で野生動物は「指標」的存在と言えますが、希少種、有害駆除、移入種問題のほか、野生動物の傷病保護が増加しその多くが人為的原因によるものです。それに対し、野生動物の治し方を教えている獣医系大学もごく一部に限られ、一方、希少種保護は別として、都道府県立の鳥獣保護センターの整備も不十分です。一般鳥獣の保護・救護は民間に頼っているのが現状で、ボランティアの養成が幅広く求められています。

3. 講座の意義

名古屋市での開催理由は、県立の鳥獣保護センターがなく、この種の講習会開催もなく、そして動物看護学院などユニークな事業を展開されている名古屋市獣医師協同組合の積極的なご協力があって実現できました。今年は「国際生物多様年」、COP10

が10月に講座会場のすぐ近くで開催されただけに意義深いものでした。

地元愛知県の愛鳥家をはじめ獣医師や動物看護師など、遠方からの参加があったほか、定員オーバーの33名が受講となるほどの好評でした。講師陣にはネットワークのメンバーでもある第一線で活躍している先生方が担当しました。

4. 講座の内容

今回の講座の内容は別紙の通りですが、総論から各論までの講義は大学でも学ぶことが出来ない内容で、しかもハイレベルにもかかわらず分かりやすい話に、受講の皆さんは熱心で質問も多く出ました。また、野鳥の遺体を使って翼の骨折固定テーピングをはじめ、ハトやインコなどの生体を使っての実習は、「勉強になった」「迫力があった」などと喜ばれ、有意義なうちに終了しました。一方、獣医師向けには「注射法や採血法、整形外科」など専門的な研修もしていただきました。

5. 講座の結果

修了後に「ボランティア登録」を訴え、地元の大半の方が申し込んで下さいました。しかも、愛知県弥富（やとみ）野鳥園の所長さん自らも受講され、保護・救護センターではないにもかかわらず「年間約400件の持ち込みがありボランティアを」との呼びかけに、早速お手伝いを申し出る方もいました。

この講座だけで終わらず、今後のステップアップ

研修などの協力が必要かもしれません。これを機に、地元での自然保護活動の更なる飛躍に期待を持つことができました。また、参加された地元施設からネットワークへの仲間入りもあり、名実共に全国組織になりつつあることも大きな収穫でした。

6. 今後の課題

単に、保護鳥獣の増加にともないボランティアを養成するだけではなく、救護（個体）を通して自然環境（全体）を見る目を養うこと、即ち「生命の尊さと自然の大切さ」を学び普及することが求められています。引き続き、全国的に研修会の開催を続けることの確信を得ることが出来ました。

「野生復帰出来ない個体は救うべきではない」との考えもありますが、復帰出来るかどうかの診断&治療の医療レベルが発展途上の日本では論外と言えます。むしろ、野生復帰出来ない個体を使つての環境教育は、米国ではボランティア活動の一つとして行われており、日本でも環境教育プログラムのマニュアル化と普及が求められています。また、一般鳥獣で腕を磨き、希少種のレスキューに大いに役立てることも出来ます。

海鳥の油污染救護の研修については、ナホトカ号重油流出事故以来進められていますが、島国の日本においては万一の緊急事態に対応することを幅広く普及することが求められています。

表1 野生動物レスキュー&リハビリ・ボランティア講座 in 名古屋 開催要領

<p>* 目的: 野生動物に関心ある方に、傷付いた鳥獣のレスキューとリハビリを研修していただき、合わせて、生命の尊さと自然の大切さを学び、ボランティア活動をしていただく。</p> <p>* 日時: 2010年2月13日(土) 13:00～17:20、14日(日) 09:20～16:30</p> <p>* 会場: 名古屋市獣医師会館(名古屋市中区大須4-12-21)</p> <p>* 講座: <u>講師</u> 野生動物保護施設ネットワーク会員</p> <p>森田正治(北海道・特非/道東野生動物保護センター長/講義・実習) 金坂 裕(千葉・バードクリニック金坂動物病院院長/講義・実習) 須田沖夫(東京・須田動物病院院長/講義) 上野剛文(滋賀・あさひ動物病院代表/実習) 中津 賞(大阪・特非/野鳥の病院代表/講義・実習)</p> <p><u>定 員</u> 25名</p> <p><u>受講料</u> 1,500円</p> <p><u>講 義</u></p> <p>2月13日 ①「野生動物保護概論」(80分) ②「鳥の体(解剖学)」(80分) ③「野生動物保護に関する法律」(30分) ④「人獣共通感染症」(40分)</p> <p>2月14日 ⑤「初期の手当て」(80分) ⑥「応急処置」(70分) ⑦「給餌/リハビリ/野生復帰」(80分)</p> <p><u>実 習</u></p> <p>鳥の生体を使って～保定、経口投与、強制給餌ほか 鳥の遺体を使って～鳥の体、計測、接骨法ほか 獣医師の場合 注射法(採血)、経口補液、整形外科ほか(120分) ※3つのグループに分け、3講師が指導</p> <p>* 登録: ステップアップ研修をしながら、保護施設でボランティアとして活動していただくもの。</p> <p>* 主催: 野生動物保護施設ネットワーク</p> <p>* 共催: 名古屋市獣医師協同組合</p>
--

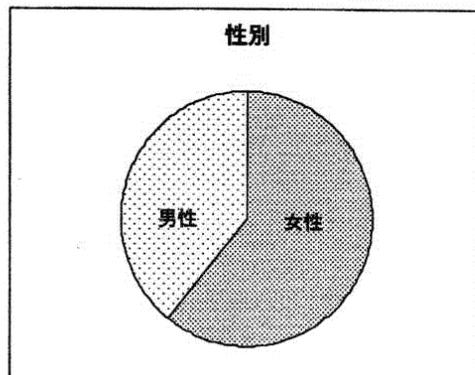
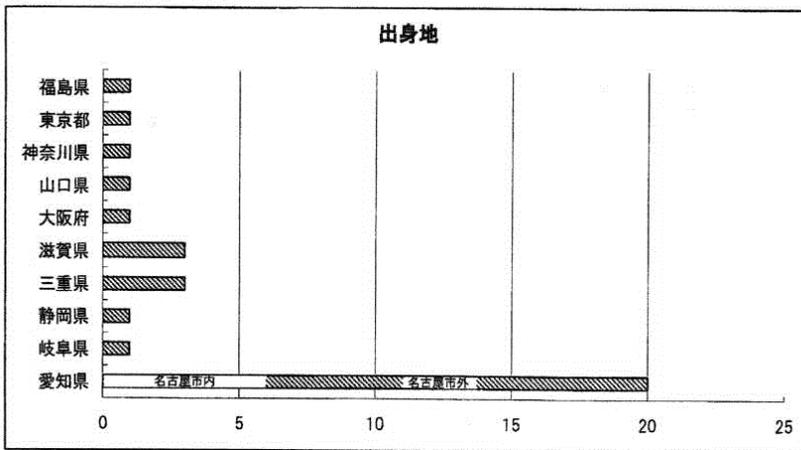
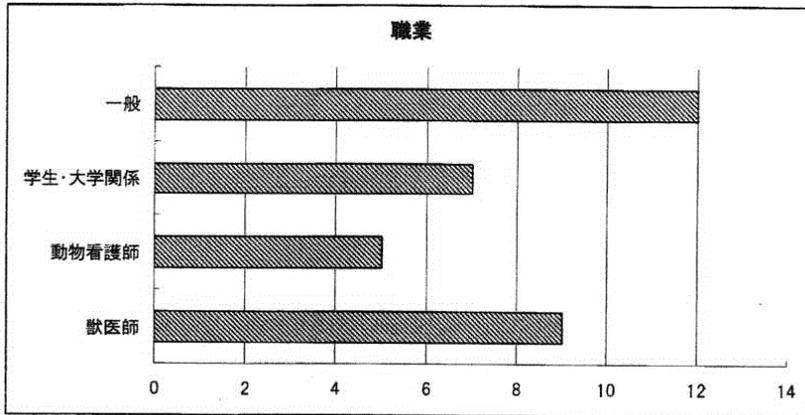


図1 受講者のデータ (33名)



写真1 会場の名古屋市獣医師会館



写真2 開講式での主催者の挨拶



写真3 講義風景



写真4 鳥の遺体を使っての接骨固定法の実習

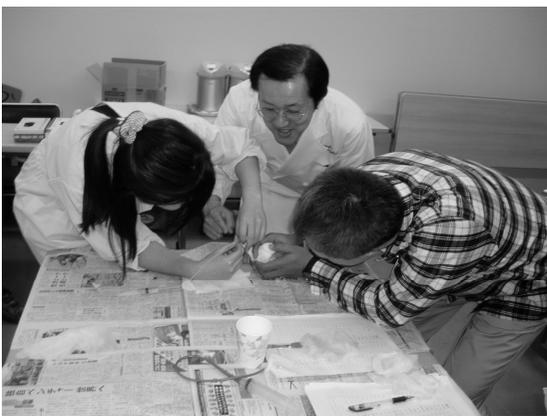


写真5 鳥の生体を使っての経口投与の実習



写真6 鳥の生体を使っての獣医師の採血実習

普及・啓発・提言事業 湿地の生物多様性 ～ラムサール COP10 から CBD-COP10 へ～

ラムサール・ネットワーク日本

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・新妻 香織・陣内 隆之・羽生 洋三・荒尾 稔

Biodiversity related to Wetlands ～from Ramsar COP 10 to CBD-COP10～

Ramsar Network Japan

Masatomi Asano, Tamotsu Sugunami, Tomohiro Aoki, Shinichi Hanawa, Masayuki Kurechi, Ryoichi Hori,
Minoru Kashiwagi, Yoshino Ito, Kaori Niitsuma, Takayuki Jinnai, Yozo Hanyu, Minoru Arai

1. はじめに

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。2008年10～11月に韓国で開催されたラムサールCOP10においては、「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COP10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。

このようなラムサールCOP10での活動を引き継ぎ、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-COP10）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COP10からCBD-COP10へ～」を企画し、ラムサールCOP10が開催された1年後で、CBD-COP10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COP10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。

2. 活動の内容

シンポジウム「湿地と生物多様性～ラムサールCOP10からCBD-COP10へ～」は、2009年10月17日に名古屋市の名古屋港ポートビル4F講堂で開催され

た。韓国のNGOから5名のスピーカーを迎えて、ラムサールCOP10での成果と問題点、ラムサール条約と生物多様性条約における国際協力、日韓の湿地の危機とCBD-COP10、ポスト2010年目標として目指すべき水田と集水域の保全・沿岸海洋の保全等が報告され、CBD-COP10に向けた具体的な行動計画が議論された。

第5回日韓NGO湿地フォーラムは、2010年3月26～28日に東京の在日韓国YMCAアジア青少年センターで開催された。「ラムサールCOP10のための韓国NGOネットワーク」の後継組織として発足した韓国湿地NGOネットワーク（KWNN）から8名のスピーカーを迎え、CBD-COP10に関するNGOと政府の取り組み、日本の湿地NGOの活動、日韓における湿地の生物多様性の現状と課題に関する報告、討論が行われた。

韓国では2008年にラムサールCOP10が開催され、国家を上げて湿地保全を推進することを宣言したにもかかわらず、2009年から四大河川整備事業という名のもと、ハンガン、ナクトンガン、クンガン、ヨンサンガンという韓国四大河川について約3年の間に22.2兆ウォン（約2兆円）を費やして、①河床掘削5.7億m³、②堰の新設16ヶ所、③河口堰の改修2ヶ所、④新規ダムの建設2ヶ所等の大規模な工事を行い、徹底的に河川生態系を破壊する愚行が行われようとしていることが報告された。また、日本でもラムサール条約湿地に指定すべき重要な湿地を干拓、埋立により破壊してしまった諫早、泡瀬に関して、裁判所が次々と生態系保全の方向にシフトした画期的な判決を下してきたにもかかわらず、行政側が控訴をして争い続けたり、計画を見直して事業再開を目指すなどして、実際には生態系回復が全く動き出していないばかりか、瀬戸内海の内海とも言うべき山口県上関では原発建設計画によって新たに生物多様性のホットスポットの破壊が進もうとするなどの重要湿地の危機的状況が報告された。

このようなシンポジウム、フォーラムでの議論を基に、ラムサール・ネットワーク日本として、CBD-COP10に向けたポジションペーパーを作成し、また、上記シンポジウム、フォーラムの予稿集、シンポジウムでの宣言、フォーラムでの共同声明にポジションペーパーを加えた報告集「湿地の生物多様性～ラムサールCOP10からCBD-COP10へ～」のCDを作成した。ポジションペーパー、CDについては、CBD-COP10において公表・配布している。

3. 今後の活動

2011年にはラムサール条約40周年を迎え、2012年春にはルーマニアでラムサールCOP11が開催される。今回の活動は、2008年の韓国でのラムサールCOP10と2012年のルーマニアでのラムサールCOP11のちょうど中間の2010年に名古屋CBD-COP10が開催されるという時期に、日韓両国ともにラムサール条約と生物多様性条約が一体となって湿地の生物多様性を保全していくことの重要性の認識を深めていくための活動であった。ラムサールCOP11までのこれからの1年半は、その認識のもとに具体的な行動を開始するための活動として「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」を企画しており、2010年度プロ・ナトゥーラ・ファンドから助成を受けることになった。既に、CBD-COP10の開催中の10月22日には「生物多様性が地域・農業を元気にする」というフォーラムと「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」というフォーラムを開催し、10月24日にはWWNとKWNNの協力の下「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。2011年5月前後の時期には、日本の湿地保全に関する法制度・政策の課題を明らかにするシンポジウムを開催する予定である。



写真1 第5回日韓NGO湿地フォーラム集合写真

野尻湖における水草帯の復元と保全手法に関する検討

野尻湖水草復元研究会

山川 篤行・樋口 澄男¹⁾・酒井 今朝重・近藤 洋一²⁾・北野 聡¹⁾
深瀬 英夫・峰村 忠・小平 由美子¹⁾・酒井 昌幸

Studies on the method for restoration and the conservation of endangered aquatic plant zone in Lake Nojiri, central Japan

Research group for aquatic plants restoration in Lake Nojiri
Atsuyuki Yamakawa, Sumio Higuchi, Kesashige Sakai, Yoichi Kondo, Satoshi Kitano,
Hideo Fukase, Tadashi Minemura, Yumiko Kodaira and Masayuki Sakai

1. 目的

湖沼の水草（大型水生植物）帯は多くの植物種が分布し、動物の生息場所や産卵場所として利用され、水質浄化機能を有するなど、湖沼生態系の中で最も重要な領域である（桜井 1991）。しかし水質汚濁の進行、湖岸改修等の他、ソウギョの放流により水草帯が破壊されるなど、各地の湖沼で自然環境・水環境が攪乱されている（土屋 1980、桜井 1984、Hayashi 2001）。湖沼沿岸域に生育する水草や車軸藻類は環境の変化の影響を受けやすく、多くの種が環境省レッドリストに記載され、絶滅が危惧されている（環境省 2007）。

東アジア原産のソウギョは草食を主体とする雑食性で、食料生産を目的に日本に導入されたが、水草を旺盛に摂食することからその除去を目的に日本各地に放流された（土屋 1980、立川 1984）。我が国においては利根川水系以外では増殖ができないため、放流水域への影響はソウギョ（寿命7～8年）（立川 2002、環境省 2005）一世代のみの期間とみて利用されてきた。ところが実際にはソウギョは長寿命であり、水域への影響は長期間、継続している。その影響は生態系の単純化やアオコの発生による水質汚濁から、護岸植生の消滅による堤防崩落など、

広範にわたっている（秋田県 2006a、真板ほか 2009）。

長野県北部に位置する湖面積4.6km²、最大水深38.5mの野尻湖はかつて23種の水草（中野 1926）、8種の車軸藻類（Kasaki 1964）が分布しており、湖面積のおよそ14%が水草帯であったと推定される。ところが1970年代に高度経済成長の影響や外来植物侵入により水草が著しく増加して、船の航行や漁業に支障をきたした。そこで水草の除去を目的にソウギョ5000個体を放流したところ、水草帯は3年間で食べ尽くされた（桜井 1984）。以後30年以上にわたり水草や車軸藻類はほとんど生育せず、車軸藻ホシツリモが野生絶滅に至るなど（野崎ほか 1994）、合計31種の植物が消滅した。

野尻湖水草復元研究会は水草帯の復元を目的に1996年から野尻湖内で水草復元実験を継続しており、I.ソウギョの除去のみで水草帯の復元は可能、II.ホシツリモ等車軸藻の湖内復元は水草帯の復元に依存する、等が明らかになった（野尻湖水草復元研究会 2007、樋口ほか 2008）。以上から野尻湖の自然環境の保全・復元にはソウギョの捕獲・駆除が重要である。

我が国におけるソウギョの捕獲は養殖地など人

1) 長野県環境保全研究所

2) 野尻湖ナウマンゾウ博物館

工的な環境下で捕獲網の利用や、池の水抜き後の捕獲等が行われている。自然水域でのソウギョの捕獲は娯楽目的の釣りが行われているが、組織的な捕獲はこれまで研究目的の採捕など僅かである（土屋1976）。アメリカでは除草目的に水路等へのソウギョの放流が行われており、除草に適した生息密度の管理のため、生息密度が高い段階で網や電気ショックによる捕獲、弓矢による捕殺、殺魚剤を利用した駆除方法などが行われている（Hestand 1996, Schramm & Jiraka 1986, Bonar *et al.* 1993）。しかし、野尻湖のような天然湖沼でソウギョの生息密度が低下し、観光利用が盛んな水域では、これらの方法をそのまま適用することはできない。

近年、国内でソウギョの食害の影響が長期間継続している水域での捕獲活動が試みられているが、天然湖沼に適用可能な、有効な捕獲方法は確立されたとは必ずしもいえない（秋田県 2006a、真板ほか 2009、柴山潟流域環境保全対策協議会 2005、北国新聞社 2005）。

そこで野尻湖において自然水域でのソウギョの効果的な捕獲方法を検討する。また捕獲技術を地域に普及するため、地域住民と共同で検討を実施する。更に小学校児童等を対象に啓発活動を行い、自然保護活動の新たな担い手を育成して、息の長い湖沼の自然環境・水環境保全活動を目指すものである。

2. 活動内容・方法と結果

野尻湖を対象に2009年10月から2010年9月に水草の保全と復元手法の検討を行った。

(1) ソウギョ捕獲方法の検討

野尻湖ではソウギョと同じサイズのコイ等の利用魚が混在していることから、刺し網など魚のサイズを利用した捕獲方法は採用できない。従って魚種特異性の高い捕獲方法を採用するか、捕獲されたソウギョ以外の魚種は放流が可能な方法を採用する必要がある。また野尻湖はマリンスポーツ等に利用されているため、弓矢の利用など危険な捕獲方法は採用できない。加えてソウギョの分布密度が低く捕獲に多大な時間と人手を要することから、捕獲効率の高い方法が必要とされる。以上を考慮し、国内外

で試みられている定置網の利用を中心に検討することとした。（Schramm & Jiraka, 1986, 秋田県2006B）そして捕獲魚種特異性や捕獲効率向上を目的に、定置網内外に設置する寄せ餌の検討や、音響による集魚方法の検討を行った。

1) 定置網による捕獲法

- a. 定置網の制作および設置：野尻湖でソウギョ1個体の捕獲経験がある既成の①WB式小型定置網（（株）イリサワ製 箱網部3×3×2m 1段の昇り口付、箱網の網目3cm）（図1）を基本構造にして、網目や構造に改良を加えることにした。定置網は一定期間水中に設置すると微生物被膜が付着する。その場合でも定置網内部の寄せ餌が外部から視認可能とするため、網目1辺10cmの荒い編み地を用い、②建網型定置網（3×6×2m、水深2m用、2段の昇り口付、（写真1））、および③沈水型定置網（2×3×1.2m、水深3～5m用、1段の昇り口に脱出防止用のトラップを装着（写真2））を制作した。それぞれの定置網を図2の地点1～地点3に表1で示す期間、設置した。いずれの設置地点も水草復元実験区に隣接し、これまでの潜水調査でソウギョが目撃されている（北野 2007）。



写真1 野尻湖に設置された建網型定置網（写真中央奥）

写真手前はソウギョ収容用浮き生け簀
写真右は水草復元実験区

WB式小型定置網構造図

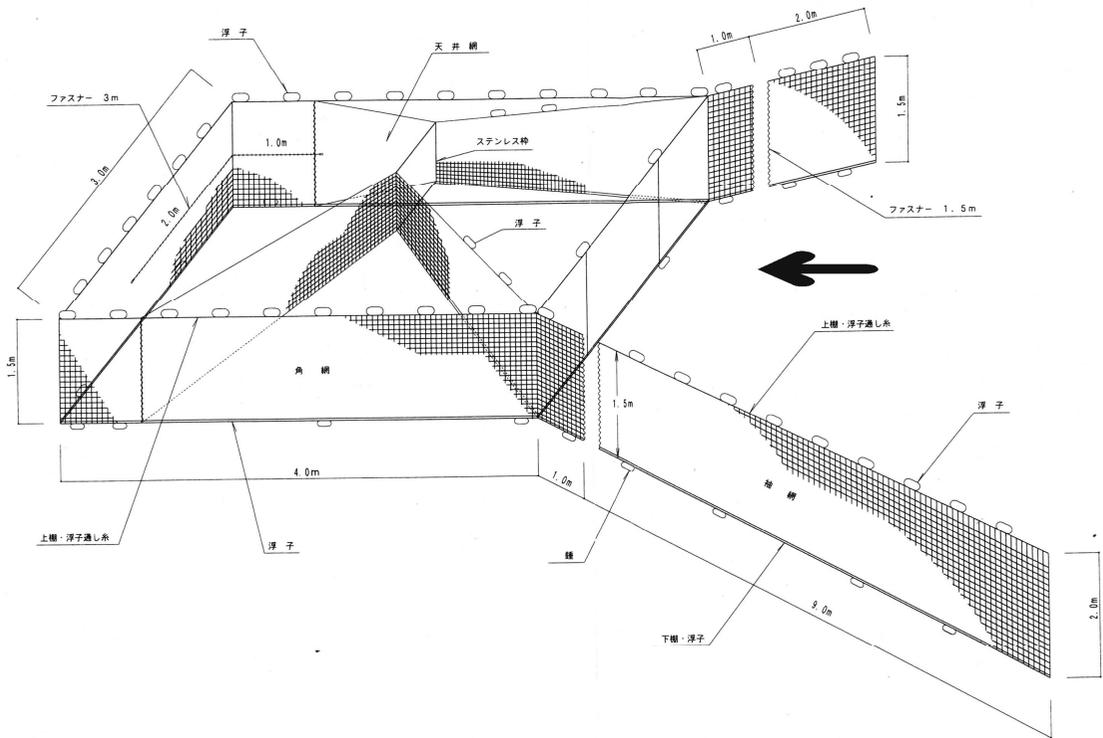


図1 WB式小型定置網
矢印は魚の侵入方向

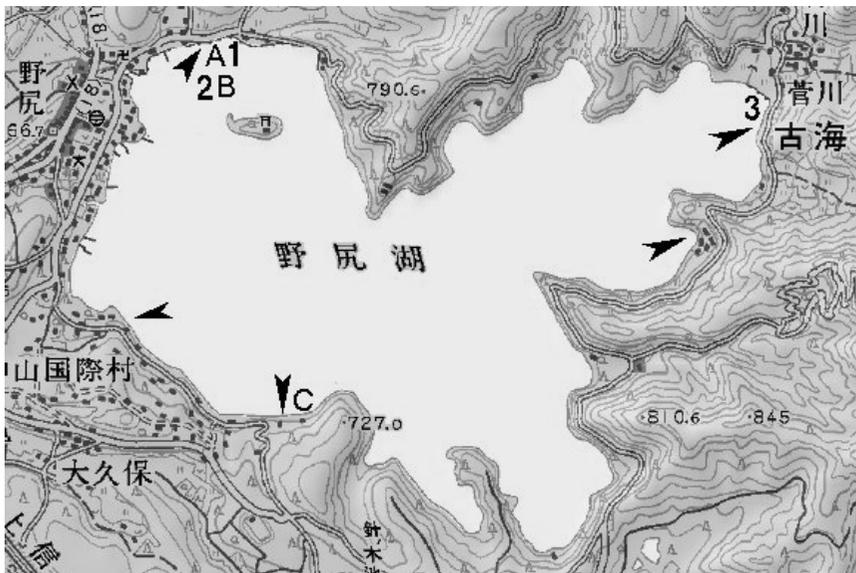


図2 野尻湖における調査地点 (数値地図2500長野 (国土地理院 平成9年発行) をもとに作図)



写真2 沈水型定置網（ビデオ画像）
 捕捉されたコイは体長約80cm
 コイの上部は昇り口と脱出防止用トラップ

表1 定置網の設置位置・設置期間

		2009年		2010年	
設置地点	水深(m)	定置網の種類	設置期間	定置網の種類	設置期間
地点1	2.0	定置網①	9-10月	定置網②	5-9月
地点2	4.5			定置網③	6-10月
地点3	2.0			定置網①	7-8月

定置網①:WB式小型定置網

定置網②:建網型定置網

定置網③:沈水型定置網

b. 寄せ餌の検討：定置網内部および昇り口前面に寄せ餌として野尻湖周辺および野尻湖の水草復元実験区に生育し、ソウギョによる摂食が確認されている水草（ヨシ、マコモ、ミゾソバ、ジュンサイ、ヒルムシロ、コカナダモ）を設置した。更にソウギョの釣り餌として利用される野菜（キャベツ、ホウレンソウ）および食品（パン、芋羊羹）を順次設置し、寄せ餌としての効果を検討した。

c. 観察と管理：定置網①②は月1～4回、船上から目視による観察・管理および寄せ餌の交換を行った。定置網③は潜水作業および水中ビデオカメラ（Sony SR11/水中ハウジングSea&Sea VXS1またはHITACHI H-100）により週1回の観察・記録を行い、月1回の寄せ餌の交換を実施した。

2010年8月に野尻湖では急激に水位が低下し、8月20日には満水位に対し約1m低下したため、水深2mに設置した定置網①②の機能は低下した。その後、定置網①は全体が糸状緑藻に覆われたため、8月29日に回収した。9月初旬に水位低下が1.5mに達したため定置網②は水面上に露出し、機能を停止した。

2) 延縄、伏せ針釣りによる捕獲法

枝縄の一部を緩衝材（ゴム）に替えた延縄および伏せ針を製作し、2010年に餌（ヨシ）を付けて湖岸付近の沿岸部に設置し、1～3日毎に観察・管理を行った。

3) 音響集魚の検討

2006年に実施した野尻湖の魚類調査（北野 2007）において、潜水調査者はソウギョの接近時にノイズ状の音を聞いた。また2008年に捕獲されたソウギョを水中ビデオカメラ（Sony TRV50/マリンパック DVF4）で撮影中に同様な音が録音されたことから、この音はソウギョが発音している可能性があることと推定された（竹村 1998）。そこでこの音を利用して音響集魚を検討することにした。録音された音は2000Hzおよび4000Hzにピークを有しており、サウンド編集ソフト（Sound Engine Free）で雑音を低減後、増幅して集魚音源として実験に供した。

a. 予備検討：2010年4月～6月に4回にわたり、長野県水産試験場佐久支場の飼育池（面積12m²、水深0.6m、コンクリート製）の水温7.7～17℃の条件下で、ソウギョの集魚音に対する反応を調査した（写真3）。体長60～80cmのソウギョ5匹が飼育されている飼育池に水中スピーカー（Fostex US300）を設置し、集魚音を発生させた。スピーカー前方1mに騒音計（Rion NL06 マイク部をゴム薄膜で覆い防水）を設置し、音圧レベルを測定するとともに、目視でソウギョの行動を追跡した。その結果、飼育池の環境騒音約55dB（主に流水音）において、騒音計位置で約1dB upの集魚音レベルでソウギョはスピーカーにゆっくり接近した。

別に体長約60cmのソウギョ（アルピノ個体）が

3匹分布する直径約70mのため池（木杭護岸、池底は泥質）において、水温26.5℃の条件下で同様な実験を行った。ここではため池の環境騒音18.5dBにおいて騒音計位置で0.1～0.2dB upの集魚音レベルで1匹のソウギョが約30mを移動し、スピーカー前面5mまで接近した。なおため池における実験で測定された環境騒音レベル18.5dBは測定機器の測定限界付近であることから、測定値は参考値である。

- b. 野尻湖における音響集魚の検討：飼育地等の方法に準じて2010年8月に野尻湖の地点1で音響集魚実験を行った。定置網②後部に接して水中スピーカーを設置し、集魚音は上記のため池における実験と同じアンプ出力レベルに設定して10分間発音、50分間休止を繰り返した。

4) ソウギョ捕獲法検討結果

定置網①②では2. (1) 1) の検討を順次、実施したが調査期間中にソウギョは捕獲されなかった。

定置網③は設置後20日目の6月25日に体長80cmのコイが捕捉され、4日後の放流までコイは定置網内に留まり、定置網が機能することが確認された（写真2）。しかし定置網③ではソウギョは捕獲されなかった。また定置網周辺に設置した寄せ餌には何れの場合も明確な食痕は認められなかった。

延縄、伏せ針釣りによる捕獲はなく、装着した餌

には食痕は認められなかった。

3) で述べたとおり飼育池及び溜池における音響集魚実験では集魚音によりソウギョの行動の変化は見られたものの、いずれの場合も明確な集魚効果とは認められなかった。野尻湖内での音響集魚実験は、実施した8月中旬に水位が急速に低下したため、実験期間は5日間のみであった。この間、実験を行った定置網②でのソウギョの捕獲はなく、周辺に設置した寄せ餌に食痕は認められなかった。

(2) ソウギョの行動把握調査

ソウギョ捕獲効率の改善を目的にソウギョの行動把握調査を行った。

1) 釣り上げ・目撃・食害情報の収集

釣り人や地域住民から野尻湖漁業協同組合（以下漁協）および本研究会に寄せられた釣り上げ、目撃および食害情報を収集した。

釣り人からの漁協へのソウギョ届け出数集計によると、2003年以降のソウギョ捕獲数の変動は図3のとおりである（野尻湖漁業協同組合 2009）。本調査期間中に漁協への釣り上げ情報はなかった。経年変化を見ると2003年に年間7個体が釣り上げられた後、釣り上げが少ない状態が続いたが、本活動開始前の2008年9月～2009年6月に合計6個体が捕獲された。なお2008年に捕獲された個体は何れも10kg前後であったが、2009年に捕獲された2個体はそれぞれ



写真3 音響集魚実験
長野県水産試験場佐久支場の飼育池

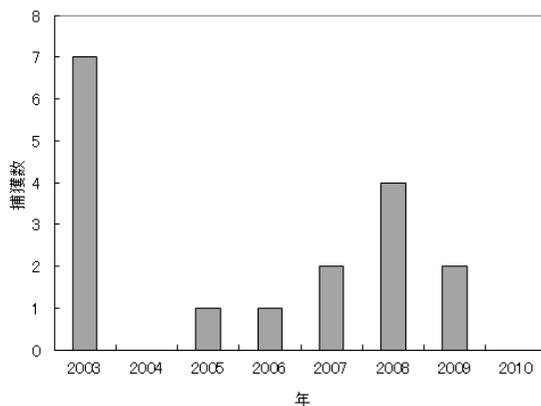


図3 ソウギョ捕獲数の経年変動
野尻湖漁協資料に本研究会捕獲分1個体を加えた

体重17kg、16kgであった。

本調査期間中の目撃情報は3件のみであった（写真4）。また食害情報は水草復元区から外部に進出したヨシの食害1件（写真5）のみで、湖内9カ所に別途、設置した食害調査用の水草には明確な食痕が認められなかった。

2) バイオテレメトリー法

ソウギョに電波発信機を装着して行動を追跡するバイオテレメトリー法の予備実験を2008年に行った。発信器からの電波の受信感度は使用水域の水質に影響を受ける。用意したATS社テレメトリー発信器は野尻湖の水深17mからの感度があり、また水深5mからは水平方向に約210m地点、水深1mからは約500m地点で感度が得られ、最大直径約3kmの野尻湖での調査では有効と判断された。捕獲されたソウギョ3個体へ腹腔内装着型発信機の装着を試みたが、ソウギョは何れも数日以内に死亡した。一方、背びれ後部に体外装着型発信器を装着した別の1個体は死亡することなく、野尻湖内の移動が把握され、概ね直径数10～100m程度の範囲に発信位置が特定された。



写真4 野尻湖を回遊するソウギョ

本活動で作成したソウギョ剥製の見学により、初めてソウギョを知った撮影者が、ソウギョを目撃して撮影し、本研究会に寄せた目撃情報

そこで2009年12月にATS社製魚類調査用体外装着型発信器を準備し、調査に向け待機した。しかし調査期間中にソウギョが捕獲されず、バイオテレメトリー調査は実施できなかった。

(3) 水草復元過程モニタリング調査

ソウギョの減少に伴う水草の復元過程の継続的把握を主目的に水草復元過程モニタリング調査を2008年に開始した。

1) 近年の水草の概況

野尻湖では2008年以前にはソウギョ防御ネットで囲まれた水草復元実験区以外には明瞭な植物群落は視認されていない。2009年の秋期から糸状緑藻類の群落が見られはじめ、2010年夏期には多くの地点でマット状に分布し、北岸および東岸の一部で



写真5 ヨシの食害痕跡

点線内が食害されたヨシの若い芽
周囲のヨシは食害後に生長したもの

は小湾の湖底全体を覆った。2010年夏期には糸状緑藻のマットと沈水植物の小群落のモザイク状分布が認められた（写真6）。

2) ラインセンサス

図2に矢印で示した野尻湖内5地点の湖岸から沖合方向に約100mの調査ラインを設定し、潜水による水草のラインセンサスを実施した。前述のとおり2010年の野尻湖は夏期に水位が急激に低下したため、ラインセンサスは満水位2m以深で実施した。その結果、2008～09年調査に比べ糸状緑藻のマットやイトモの僅かな増加が認められた。なお水位低下前の7～8月に、水草の生育や糸状藻類のマットが認められた浅い沿岸部分の湖底を別途、撮影・記録した。

3) 水草復元実験区

図2のA、B、Cはソウギョ防御ネットで囲まれた水草復元実験区設置地点で、冬期を除き、月1回、水草の生育状況等を画像に記録した。

Aは湖岸から水深2mまで全面に水草が復元されている面積450m²の抽水～沈水植物復元実験区である。2009年6月にソウギョ1個体が侵入して水草はほぼ全滅したが（野尻湖水草復元研究会 2009）、2009年秋期には残存した植物体の一部から再復元がはじまり、2010年には実験区全体が被害前に近い状態まで回復した。ソウギョ防御ネットを通過して外部に進出した水草は2008年以前には殆どが被害されたが、2010年には被害は1件のみ確認され、水草の殆どが残存した。

Bは水深4.5mに設置した面積16m²の沈水植物復元実験区で、セキショウモやイバラモが優占していたが、2008年のソウギョの被害を契機にコカナダモが優占するようになった。2010年にはコカナダモ群落の表面全体が糸状緑藻のマットに覆われた。水草復元実験区の外側は糸状緑藻のマットは認められなかった。

Cは水深7mの沈水植物～車軸藻復元実験区でセンニンモが優占していた。

4) 糸状緑藻の成分

増加した糸状緑藻の湖沼水質等への影響に関する基礎的調査として、その成分を分析した。なお

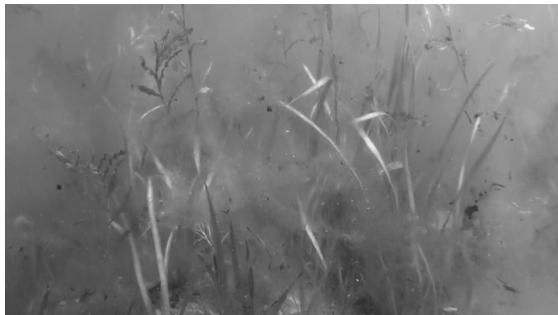


写真6 糸状緑藻マット内で生長するセキショウモ・エゾヒルムシロ

本来はこの試料に適した調査方法を検討したうえで実施すべき調査であり、今回、得られたデータは参考値である。

2010年7月に野尻湖底から糸状緑藻マットを採取し、蒸留水で洗浄して付着したシルト等を除去した。これを紙タオルで軽く脱水して湿試料とした。湿試料の一定量を採取して水を加え、粉碎後、分析試料とした。分析方法はJIS K0102に準拠した。

採取した試料は湖底上で直径約20cmの糸状緑藻マットで、全体の湿重量は142gであった。また湿試料の含水率は95.6%であった。乾燥重量あたりの炭素、窒素、りんはそれぞれ144g/kg、12.1g/kg、0.45g/kgであった。

採取した糸状緑藻を顕微鏡で観察したところ、リボン状葉緑体を有するアオミドロ属緑藻が主体であった。

5) 湖水温の経年変化

糸状藻類や水草の生育に関する環境要因の解析を目的に、植物成長期の夏期における水温の経年変動を調査し、図4に示した。これは野尻湖心に設置した水温連続測定装置（自作の水中ハウジングに収納したT&D社Tr52温度データロガー測定間隔30分）の記録データによるものである。植物が旺盛に生長する8月の平均水温（湖心水深0.5mにおける1ヶ月間の全データの平均値）は、2005～2008年には26.1℃前後で変動は少なかった。これに対し2009年は25.2℃と低く、2010年は異常気象（猛暑）を反映して27.6℃と高い値を示した。

(4) 環境啓発活動

2009年6月に捕獲された体長1.2m、体重16kgのソウギョをP.N.ファンド助成により剥製に加工し、2010年7月に開催された環境体験学習（野尻湖クリーンラリー）（写真7）および野尻湖ナウマンゾウ博物館でソウギョに関する展示・解説を行った。野尻湖クリーンラリーは野尻湖が位置する信濃町の全小学校の4学年児童全員が参加した。学習後に児童が書いた感想文には「ソウギョの剥製に接することにより興味深く学べた」旨が記されていた（信濃町ほか 2010）。また野尻湖で水草およびソウギョに関する学習会を2010年8月29日に開催し、説明資料としてソウギョ剥製を展示した。なおソウギョ剥製は今後、野尻湖ナウマンゾウ博物館に常設展示される。

3. 考察

(1) 定置網について

図3に示したように本活動開始前の2005～2009年には毎年、釣りによりソウギョが捕獲されている。また2010年には写真4の個体を含め3件の目撃情報が寄せられており、これらは野尻湖で依然としてソウギョが残存していることを示している。

国内における定置網によるソウギョの捕獲例としては秋田県内の湖沼および水路で、個体密度が高い時期に一定の捕獲があり（雑建網）（秋田県

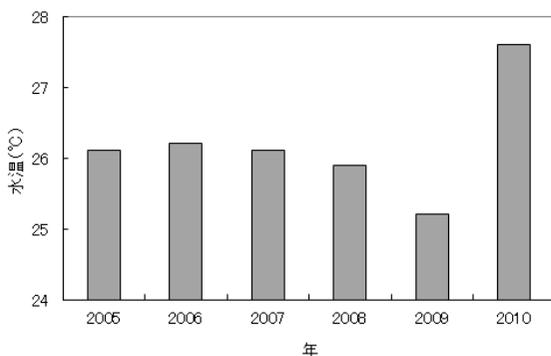


図4 野尻湖湖心表層（水深0.5m）における8月の平均水温の経年変動
30分間隔で測定されたデータ1ヶ月分の平均値

2006b)、野尻湖においても本活動で使用した①WB式小型定置網で2008年にソウギョ1個体が捕獲されている。アメリカでは沈水型定置網（籠網）での捕獲例があるなど（Schramm & Jiraka 1986）、定置網による捕獲が可能であることを示している。

本活動では①WB式小型定置網のほか、新たに製作した②建網型定置網、③沈水型定置網を使用した。何れも①の網目および設置水深を工夫したものであり、基本的には①と同様である。③ではソウギョと行動が似たコイが捕獲されている。従って本活動で使用した定置網はソウギョ捕獲に機能すると考えられる。

定置網の設置位置は何れも水草復元実験区に隣接し、過去の潜水調査でソウギョが目撃された地点であり（北野 2007）、野尻湖内で最もソウギョが訪れる確率が高い場所と推定される。使用した寄せ餌は、何れもソウギョの摂食が確認され、あるいはソウギョ釣りでも有効とされるものである。



写真7 野尻湖クリーンラリーにおけるソウギョ剥製の展示

以上から、今回使用した定置網の構造およびその運用はソウギョ捕獲に向け一定の要件を備えているといえよう。従って今回ソウギョが捕獲されなかった理由について他の要因も検討する必要がある。

(2) 糸状緑藻・水草の変化とソウギョの関係

2001年に野尻湖で捕獲されたソウギョの胃内容物の76%は糸状藻類であり(北野 2003)、2008年に捕獲されたソウギョの糞には糸状緑藻が含まれていた。糸状緑藻の成分は2. (3) 4) に示したように、水分量が多いものの、基本的には他の水生植物と同様であり、ソウギョにとって有効な餌であると考えられる。2008年以前に野尻湖で糸状緑藻の明確な群落認められなかったのは、ソウギョが餌として大部分を利用したため、と考えられる。

本活動で2009年秋期以降、糸状緑藻や沈水植物の増加が始まったことが明らかになった。また寄せ餌や食害調査用の水草に明確な食痕は認められず、更に水草復元実験区外に進出した水草が食害されずに残存した。これらの理由として ア. 2009年以後、糸状緑藻等の増殖が早くなり、ソウギョの食圧を上回った、あるいは イ. ソウギョの食圧が前年に比べて低下した、の可能性がある。

ア. の原因として植物の生育環境の水質および水温の変化を検討する。野尻湖の水質は長野県が実施している水質常時監視によると2008~2009年の間に顕著な変化はみられない(長野県 2009、長野県 2010)。夏期(8月)の平均水温は図4に示したように2005~2008年は平均26.1°Cでほぼ同レベルであった。これに対し、2009年は低く、2010年は反対に高いなど一定の傾向を示していない。従って水質や水温の変化が主要因となって2009年以後、糸状緑藻等が増加したとは考えにくい。

イ. については図3のソウギョ捕獲数などが目安になり、以下の食圧低下の過程が推定される。すなわち、2003年に7個体が捕獲されたが、糸状緑藻や水草の明確な増加は観察されなかった。この時点ではソウギョの食圧は低下したものの、糸状緑藻や水草の群落形成が可能なほどレベルには達しなかった。その後、2009年6月に体重16kgのソウギョ個体の食圧が試算され(野尻湖水草復元研究会 2009)、

極めて植生が乏しい現在の野尻湖では、ソウギョ1個体でも大きな食圧になることが示された。そして本調査開始前10ヶ月間に6個体が捕獲されたことにより、更に食圧が低下し、糸状緑藻の増加や水草の群落形成が視認できるレベルに達した、という過程である。

他に原因が見あたらないことから、現段階では、糸状緑藻や水草の増加はソウギョの個体数減少による食圧の低下に起因していると推定される。その結果、野尻湖に残存しているソウギョの飢餓状態が緩和され、警戒心の強いソウギョの目撃は減少した。ソウギョの個体数の減少に加え、人為的に設置した捕獲装置や餌に接近する必要性が低下したため、捕獲されなくなったと考えることができる。

なお、野尻湖の植生をめぐる変化は始まったばかりであり、今後も野尻湖の変化を注意深く見守っていく必要がある。

謝辞

本活動で野尻湖漁業共同組合および長野県水産試験場佐久支場から多大な協力を頂いたことに感謝する。

引用文献

- 秋田県. 2006a. ソウギョ・ブラックバス捕獲作戦. 美の国あきたネット.
<<http://www.pref.akita.lg.jp/icity/browser?ActionCode=content&ContentID=1152145982299&SiteID=0>>.
- 秋田県. 2006b. ソウギョ・ブラックバス捕獲大作戦を行いました. 美の国あきたネット.
<<http://www.pref.akita.lg.jp/icity/browser?ActionCode=content&ContentID=1138323281210&SiteID=0000000000>>.
- Bonar S.A. *et al.* 1993. Capture of grass carp from vegetated lakes. *J. Aquat. Plant Manage.*, 31: pp.168-174.
- Hayashi, H. 2001. Disturbance of the lake ecosystem. Lake Kizaki. Backhuys Publishers: pp.371-382.
- Hestand R. S.III. 1996. Recapture / Removal Techniques. Managing aquatic vegetation with Grass carp. American Fisheries Society: pp.113-129.

- 樋口澄男 他. 2008. 市民が支えるホシツリモの野尻湖への復元事業. 第3回車軸藻シンポジウム要旨集. 車軸藻研究グループ.
- 北国新聞社. 2005. 16. 3. ソウギョ駆除せよ. 北国新聞朝刊朝刊: pp.19.
- Kasaki H. 1964. The Charophyta from the lakes of Japan. Journ. Hattori Bot. Lab..No.27: pp.217-315.
- 環境省. 2005. ソウギョ (*Ctenopharyngodeon idellus*) に関する情報,
<http://www.env.go.jp/nature/intro/loutline/caution/detail_gyo.html#6>.
- 環境省. 2007. レッドリスト (植物Ⅱ) 藻類,
<http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html>.
- 北野 聡. 2007. 野尻湖におけるブルーギル・ブラックバス類の繁殖状況. 長野県環境保全研究所研究報告, 3: pp.87-91.
- 北野 聡. 長野県に定着した外来魚の生態影響. 東京大学大学院生物科学専攻公開ゼミナール講演要旨: p.8.
- 真板昭夫 他. 2009. 「ソウギョバスターズ」誕生・ソウギョのコントロール. 大覚寺大沢池 景観修復プロジェクト. 世界思想社: pp.13-24・151-163.
- 長野県. 2009. 平成20年度水質測定結果: pp.122-124.
- 長野県. 2010. 平成21年度水質測定結果: pp.166-170.
- 中野房治. 1926. 植物生態. 野尻湖の研究 (田中 編). 信濃教育会上水内部会: pp.423-453.
- 野崎久義ほか. 1994. 日本産車軸藻類ホシツリモ (*Nitellopsis obtuse*) の自然界での絶滅と復元の可能性. 日本植物分類学会報, 10: pp.45-50.
- 野尻湖漁業協同組合. 2009. 漁獲量資料.
- 野尻湖水草復元研究会. 2007. 野尻湖水草復元研究会活動成果報告会. 車軸藻シンポジウムin野尻湖発表抄録集. 長野県環境保全研究所・野尻湖ナウマンゾウ博物館: pp.6-17.
- 野尻湖水草復元研究会. 2009. 野尻湖近鉄前水草復元区にソウギョ侵入.
<<http://park7.wakwak.com/~fuyosou/sougyo.htm>>.
- Schramm H. L. Jr. and Kurt J. Jiraka. 1986. Evaluation of methods for capturing grass carp in agricultural canals. J. Aquat. Plant Manage, 24: pp.57-59.
- 桜井善雄. 1984. ソウギョ (草魚) の過密放流によって壊滅した野尻湖の水生植物. 水草研究会報, 8: 27-28.
- 桜井善雄. 1991. エコトーン. 水辺の環境学. 新日本出版社: pp.33-38.
- 信濃町他. 2010. 第19回野尻湖クリーンラリー児童新聞集. 信濃町. 富士里小学校. 柏原小学校. 古間小学校. 野尻湖小学校編集.
- 柴山潟流域環境保全対策協議会. 2005. 参考資料. 柴山潟流域動植物生息調査: pp.75-97.
- 竹村陽 他. 1998. 音波による魚類の行動制御に関する事例. 魚類の聴覚生理. 恒星社厚生閣: pp.338-387.
- 立川賢一. 1984. 利根川水系の四大家魚-定着のための受難の歴史. 淡水魚, 10: 59-66.
- 立川賢一. 2002. ソウギョ～水草をパクパク喰う大食漢. 外来魚ハンドブック. 日本生態学会編. 地人書館: pp.111.
- 土屋 実. 1976. 表2産卵期に漁獲された利根川産親魚の体形. 養魚講座第2巻. 緑書房: pp.46. (元資料の埼玉県水産試験場業務報告1956-57に捕獲方法)
- 土屋 実. 1980. ソウギョとハクレン. 日本の淡水生物. 東海大学出版会: pp.79-86.

南大東島の環境保全のための啓蒙活動

ダイトウコノハズク保全研究グループ

赤谷 加奈¹⁾・堀江 明香¹⁾・村上 茜¹⁾・松尾 太郎¹⁾・高木 昌興¹⁾

The project to raise awareness of environmental conservation on Minamidaito Island.

Working group for the study of conservation of Daito Scops Owl.

Kana Akatani, Masaoki Takagi, Sayaka Horie, Akane Murakami, Taro Matsuo

南大東島を含む大東諸島は、大陸とつながった歴史のない大洋島で、国の天然記念物ダイトウオオコウモリをはじめ、様々な貴重な生物が生息する。中でも鳥類相は特徴的で、現在固有の鳥類4亜種が生息する。沖縄島から約360km東に位置し、太平洋を縦断する多くの渡り鳥が中継地点として利用する島である。南大東島は1900年に開拓され、人と自然の関わりの歴史はわずか100年である。その間、森林伐採と農地拡大が続き、自然環境は大きく改変されてきた。その中で、鳥類1種、4亜種が絶滅した。近年住民の環境意識も芽生え始めているものの、未だ持続可能性の低い環境利用が行われ、生態系を脅かしている。その背景にはこの島が、人が住み始めてからの歴史が浅く、島環境の持続可能な利用よりもむしろ農地拡大、環境整備などへの意識が強いという事実がある。

我々は2002年から2009年の8年間にわたり、ダイトウコノハズクを中心とした南大東島の鳥類の生態に関する研究活動を行ってきた。長期間滞在して調査を行う間、地域の行事に参加したり住民と交流を深めるうちに、研究者と住民の間の自然環境の重要性に対する意見に隔たりがあることを痛感し、保全活動は地域住民の理解と意識改革なしには実現しないと考えるようになった。そこで本活動は、身近な自然に親しみを持つことで、住民に当事者意識を持ってもらい、より持続可能な環境利用を考える

きっかけを作ることを目的とする。

まず、研究の必要性と島の生物の特殊性を理解してもらうために、2010年5月20日に、住民を対象とした講演会を開催した。南大東島の生物を対象として研究している、ダイトウコノハズク保全研究グループ（以下ダイトウコノハグループ）のメンバー4名と、ゲストとして琉球大学の伊澤雅子先生、傳田哲郎先生の計6名が、自らの研究内容を住民にわかりやすく話した。講演会の資料として、また、講演以外の場でも楽しく読める資料としてのリーフレットを作成し、配布した。講演会場には小学生からお年寄りまで70人以上が訪れ、熱心に耳を傾けていた（写真1）。各話題の合間には聴衆からの質問が絶えず、予想以上の反響があった。この講演会の様子は、沖縄県の地方紙、琉球新報の記事にもなった。それがきっかけとなり、その後同紙で南大東島の生物を紹介する記事が10回にわたって連載された（図1）。

次に、島の生物の学術的価値を知ってもらうために、ダイトウコノハグループが過去に発表した文献をまとめた冊子を作成した（図2）。冊子は、一般書の抜粋から、学会発表や学術論文まで幅広く収め、興味の深さに応じて読める構成にした。2010年5月に、南大東村役場、教育委員会、ビジターセンター、小中学校に配布した。また、住民の中でも特に興味のある方やお世話になった方々に配布した。

1) 大阪市立大学大学院 理学研究科 動物機能生態学研究室 (〒558-8585大阪市住吉区杉本3-3-138)
連絡先: 高木昌興 (mtakagi@sci.osaka-cu.ac.jp)

最後に、さらに多くの住民に鳥類やその他の生物に親しみをもちてもらうため、2011年の島オリジナルカレンダーを作成した(図3)。島の行事や産業と、その時期に見られる生き物を組み合わせた構成にし、写真とイラストを用いて親しみやすい内容にし

た。また巻末では、島の生物に被害を及ぼしている要因の一部である、渡り鳥の交通事故と外来種問題を扱い、住民への注意を促すメッセージを盛り込んだ。カレンダーは、2010年12月に南大東村の全590世帯に配布した。



写真1 講演会場の様子



図1 南大東島の生物を紹介する連載記事
講演会がきっかけとなり、琉球新報に連載された「南大東島の生き物たち」



図2 当グループが過去に発表した文献をまとめた冊子
一般書の抜粋から、学会発表や学術論文まで幅広く収め、島の主要施設に配布した。



図3 カレンダーの一ページ
島の行事や産業と、同時期によく見られる生き物を組み合わせた内容となっている。

サハリン石油・ガス開発の環境影響における 自然環境・野生生物保護のための調査・提言・啓発活動

国際環境 NGO FOE JAPAN

ランダル ヘルテン¹⁾・渡辺 瑛莉¹⁾・谷 敬子¹⁾

Research, advocacy and awareness-raising activities to conserve the natural environment
and wildlife from impacts of the Sakhalin oil and gas development.

FRIENDS OF THE EARTH JAPAN
Randal Helten, Eri Watanabe, Keiko Tani

サハリンでは現在、9つの大規模な大陸棚石油・天然ガス開発が計画・実施中である。このうち、操業を開始しているサハリンI、IIには、開発・投融資・消費のいずれにも日本が深く関与している。石油の過度の中東依存、天然ガス需要の増加などを背景に、サハリンでの石油・ガス開発は、日本のエネルギー安全保障の観点からも、重要視されている。サハリンI、IIいずれも政府系金融機関の国際協力銀行（JBIC）が融資を行い、日本企業も開発に参画し、日本が主な輸出先となっている。

一方、開発の行われているサハリン北東部は、絶滅危惧種を含む希少な野生生物が繁殖・生息する地域としても知られている。また、サハリンは地理的に日本と近く、日本とサハリンを行き来する野生生物も多いため、サハリンの生息環境の悪化は日本の生態系にも影響を及ぼすことになる。また、万タンカー等からの油流出事故が生じた場合には、日本にも影響が及ぶことが懸念されている。

FoE Japanは1997年から、国内外のNGOや専門家等と協力して、政府や公的融資機関への働きかけ等を通じて、サハリン石油・ガス開発の環境社会問題の解決に向けて取り組んできた。このような活動の結果、環境問題解決のための枠組みの構築等、いくつ

かの成果がみられた。一方で、今後それらの枠組みが有効に機能するかは未知数であったことから、本助成では、事業を市民の立場から独立にモニタリングすることにより、日本と関係の深いサハリンの野生生物及びそれを取り巻く豊かな生態系の保全に寄与することを目的に活動を実施した。

特に、今後も続くサハリンIII以降の開発事業における環境社会配慮のモデルを示すことができるよう、サハリンIの環境社会配慮の向上や情報公開の拡充、サハリンIIの生物多様性保全計画を実効性の高いものにするための取り組みを行った。

1. サハリンIの環境社会配慮の改善を求める活動

2009年後半より、JBICがサハリンIオドプト鉦区開発へのサハリン石油開発株式会社（SODECO）を通じた融資の検討を開始したことから、12月、現地NGO及び国際NGO4団体と共に、サハリンIの環境配慮の問題（絶滅危惧種ニシコクジラの保護のための勧告を行うIUCN専門家委員会に協力的でないこと、海底パイプラインの影響評価の不備等）を指摘した書簡をJBICに提出した（<http://www.foejapan.org/aid/jbic02/sakhalin/pdf/20091209>）。また、サハリン及びオホーツクの生物多様性保全を目指す日本の野

1) 国際環境 NGO FOE JAPAN（東京都豊島区池袋3-30-8 みらい館大明1F）

生生物専門家・個人・NGOのネットワークであるサハリン・ジャパン・ワイルドライフ・ネットワーク等の市民団体で、主な環境配慮関連文書を日本語で公開するよう、SODECO及びJBICに要請書を提出した（サハリン・ジャパン・ワイルドライフ・ネットワークからJBIC宛要請書 <<http://www.foejapan.org/aid/jbic02/sakhalin/pdf/20091224.pdf>>、サハリン・ジャパン・ワイルドライフ・ネットワーク及びオホーツク環境ネット（OEPN）からサハリン石油ガス開発株式会社（SODECO）宛要請書 <<http://www.foejapan.org/aid/jbic02/sakhalin/pdf/20100125.pdf>>）。また、JBIC、財務省、経済産業省と個別に会合を行い、懸念点を伝えた。

また、北海道で活動する市民団体や油防除専門家等の関係者と情報交換を行い、これらに基づいて、サハリンIの実施主体であるExxon Neftegas Limited社（米 Exxon Mobil 社の子会社）に対して、日本向けの情報公開の拡充及び環境配慮の改善を求める要請書を提出した（<http://www.foejapan.org/aid/jbic02/sakhalin/pdf/20100331.pdf>）。

こうしたFoE Japanをはじめとした国内外の市民団体の要請にも関わらず、2010年4月、事業に何らの改善も見られないまま、JBICはSODECOを通じてサハリンIへの融資を決定した。FoE Japanは、JBICのサハリンIへの融資の決定が、同行の環境社会配慮ガイドラインを十分に満たすものではなく、同じくJBICが5年越しに融資を検討した結果、融資を行ったサハリンIIと比べても、環境社会配慮について同様のレベルに達していないことを指摘する意見書をJBICに提出した。さらに、財務省・NGO定期協議会で、JBICのサハリンIへの融資決定について取り上げ、情報公開の拡充、環境配慮の改善の必要性について改めて強調した（「第44回財務省NGO定期協議議事録」 <<http://www.jacsos.org/sdap/mof/gjjiroku/mof44.pdf>>）。

2. サハリンIIの生物多様性保全計画の実効性を高めるための活動

サハリンIIの環境保全対策を強化するために、野生物専門家会合を召集し、必要な活動について話し合った。その際、種によって情報の量・質及び保

全策に差があることが改めて指摘され、生物多様性の豊かさを計る指標種としてのシギ・チドリ類に関して事業者の調査結果の開示及び独立調査が不可欠であるとの結論を得た。これを受けて、専門家による現地調査を実施することとした。

調査は8月中旬に約1週間（うち、シギ・チドリ類の現地調査は5日間）行った。調査方法として、(1) GPSによる位置の記録、(2) シギ・チドリ類の種毎でのカウント、(3) 調査地周辺の動画撮影を行った。調査地は、石油・ガス開発の影響を受けているチャイボ湾、現在は開発の影響を受けていないダギ湾の北部と南部及びバウリ湾（ダギ湾中部）で実施した（図1、表1～3参照）。その結果、サハリン北東部の潟湖はシギ・チドリ類にとって重要な渡りの中継地であること、シギ・チドリ類にとっての餌生物の存在を証明し、この地域の生態系の多様性を示すこと、ここを繁殖地とする種がハマシギ亜種のみならず多数存在すること等の結果が得られた（柏木実氏（サハリン・ジャパン・ワイルドライフ・ネットワーク他）「サハリン北東部 シギ・チドリ類の大切な繁殖・中継地 2010年サハリン シギ・チドリ類渡り調査報告」 <http://www.foejapan.org/aid/jbic02/sakhalin/pdf/20100910_2.pdf>）。

ただ、今回の調査は調査地の全体的な生息状況の把握を目的としたものであり、今後、詳細な調査により、この地域全体の渡りの中継地としての役割の正確な把握が必要である。従って、開発事業による環境影響を回避・緩和し、生物多様性保全策の実効性を高めるために必要な今後の取り組みとして、渡りをするシギ・チドリ類にとってのサハリン北東部の現状と役割を把握するために、北の繁殖地への春の渡り、南の越冬地への秋の渡りの時期にセンサス調査を企画・実施すること、同時に渡りの時期における標識調査、フラッグ調査を実施して渡り経路のつながりについても確認すること等を事業者に提言している。

また、現地調査報告会を実施したり、年間を通じて、サハリン石油・ガス開発の環境問題について、大学やセミナーなどで講演を行うなどして、日本の市民に同問題の関心を喚起するための活動も実施した。

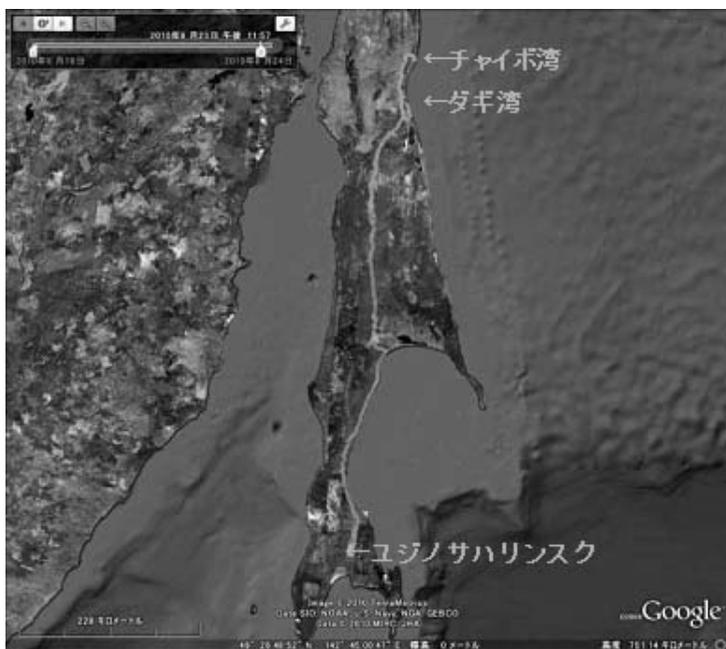


図1 調査地：ユジノサハリンスクから (GOOGLE MAP)

表1 ダギ湾北部

和名	干潟部計	草地・干潟計	パウリ湾計	ダギ湾北部計
	2010/8/20	2010/8/20	2010/8/23	
コチドリ	0	0	0	0
メダイチドリ	111	23	16	150
ムナグロ	1	0	0	1
キョウジョシギ	0	0	2	2
オバシギ	8	1	0	9
ミュビシギ	3	1	0	4
トウネン	262	132	87	481
ハマシギ	637	334	423	1394
ヒバリシギ	0	22	14	36
エリマキシギ	1	0	0	1
ヘラシギ	0	0	0	0
オグロシギ	505	1	2	508
オオソリハシギ	318	0	0	318
チュウシャクシギ	30	0	0	30
ホウロクシギ	73	0	0	73
アカアシシギ	20	5	0	25
アオアシシギ	3	4	7	14
カラフトアオアシシギ	0	0	0	0
タカブシギ	21	2	10	33
ツルシギ	1	2	0	3
キアシシギ	3	0	2	5
ソリハシギ	35	17	1	53
イソシギ	0	0	0	0
シギ・チドリ類合計	2,032	544	564	3,140

表2 ダギ湾南部

和名	砂州沿岸計	砂州湾内計	湾南端干潟計	湾南端干潟計	ダギ湾南計
	2010/8/22	2010/8/22	2010/8/21	2010/8/22	
コチドリ	12	0	0	0	12
メダイチドリ	150	16	0	0	166
ムナグロ	1	0	37	11	49
キョウジョシギ	37	31	0	1	69
オバシギ	3	0	1	0	4
ミュビシギ	228	1	0	0	229
トウネン	57	70	27	8	162
ハマシギ	53	3	0	3	59
ヒバリシギ	0	0	1	0	1
エリマキシギ	0	0	0	0	0
ヘラシギ	1	0	0	0	1
オグロシギ	0	0	1	0	1
オオソリハシギ	0	0	0	1	1
チュウシャクシギ	85	0	9	155	249
ホウロクシギ	0	0	0	4	4
アカアシシギ	0	0	10	0	10
アオアシシギ	0	0	9	0	9
カラフトアオアシシギ	0	0	0	0	0
タカブシギ	1	0	92	28	121
ツルシギ	0	0	0	0	0
キアシシギ	6	0	0	0	6
ソリハシギ	11	0	4	0	15
イソシギ	0	0	0	1	1
シギ・チドリ類合計	645	121	191	212	1169

表3 ダギ湾観察シギ・チドリ類個体数

和名	北部計	南部計	ダギ湾総計
コチドリ	0	12	12
メダイチドリ	150	166	316
ムナグロ	1	49	50
キョウジョシギ	2	69	71
オバシギ	9	4	13
ミュビシギ	4	229	233
トウネン	481	162	643
ハマシギ	1394	59	1453
ヒバリシギ	36	1	37
エリマキシギ	1	0	1
ヘラシギ	0	1	1
オグロシギ	508	1	509
オオソリハシシギ	318	1	319
チュウシャクシギ	30	249	279
ホウロクシギ	73	4	77
アカアシシギ	25	10	35
アオアシシギ	14	9	23
カラフトアオアシシギ	0	0	0
タカブシギ	33	121	154
ツルシギ	3	0	3
キアシシギ	5	6	11
ソリハシシギ	53	15	68
イソシギ	0	1	1
シギ・チドリ類合計	3,140	1169	4309



写真1 チャイボ湾に浮かぶ掘削リグ



写真2 8月中旬バウリ湾にて

兵庫県但馬地方に生息するニホンザル地域個体群の 絶滅防止と軋轢解消

ひょうご WCM 研究グループ
鈴木 克哉¹⁾・遠藤 美香²⁾

Extinction Prevention and Conflict Management of Japanese macaques in Tajima, Hyogo Prefecture

Hyogo WCM Research Group
Katsuya Suzuki, Mika Endo

兵庫県但馬地方には、それぞれ1群しか生息していないため地域絶滅が危惧される2つのニホンザル地域個体群が生息している。一方で、農作物に被害を与えるため、地域では人とサルの軋轢が深刻な問題となっている。本研究では、但馬地方の地域個体群の絶滅を防止しつつ軋轢を軽減する方策について検討するために、但馬地方の2つの個体群の個体数および加害状況についての生態学的調査を行った。その結果、両群とも個体数が少なく、集落に強く依存している現状が明らかになった。次に、住民主体の被害対策のモデルケースとして、豊岡市において住民対策の支援を行った。その結果、住民主体の取組支援を行った1つの集落において被害時期のサルの出没率が減少する傾向がみられた。一方で、群れの行動圏の中心部に位置するもう1つの集落では、目立った効果が見られなかった。今後は、集落の立地条件、集落内食物資源量や追い払い活動など様々な要因の効果を定量的に分析し、集落主体の被害対策が効率的に機能する条件を抽出することが必要である。

1. はじめに

兵庫県のニホンザル地域個体群は4地域に約9群が生息するのみで、分布は縮小・分断化している。一方で、すべての群れが農作物に加害するなど、地域住民とのあいだでは深刻な軋轢が生じている。地域では被害対策として毎年有害捕獲が行われており、無計画な捕獲が継続された場合には地域的な絶滅が起こる心配がある。なかでも但馬地方に生息する2つの地域個体群は、それぞれ単群で孤立している状態であり、地域個体群の絶滅を防止しつつ、軋轢を軽減するための手法開発が緊急の課題となっている。

最近のニホンザル被害管理の考えでは、加害す

る群れを特定したうえで、その集落依存度を低下させる試みが重要視されており、そのためには捕獲に依存するだけでなく、集落内のサルの餌資源を住民が主体的に管理する方法、群れの人馴れ程度を低下させる方法が注目されている。そこで本事業では、兵庫県立大・兵庫県森林動物研究センターや関係市町との連携のもと、但馬地方に生息する2群（豊岡市：城崎A群、香美町：美方A群）を対象に、1) 群れの個体数・集落依存程度の現状を把握するとともに、2) 豊岡市において捕獲に頼らない被害管理手法を普及し、その成果と今後の課題について検討した。

1) 兵庫県立大学自然・環境科学研究所／兵庫県森林動物研究センター
2) 豊岡市コウノトリ共生課

2. 但馬地方に生息する2地域個体群の現状把握調査について

(1) 目的

兵庫県但馬地方には2つのニホンザル地域個体群が生息しているが、双方とも1群しか確認されておらず、分布は互いに孤立している（図1）。一方で、地域では被害対策として毎年有害捕獲が実施されており、無計画な捕獲が継続されると、地域個体群の消滅が危惧される状況にある。そこで2群（豊岡市の城崎A群、香美町の美方A群）を対象に、それぞれの群れの個体数および加害状況を把握することを目的として、個体数調査および群れの集落への出没状況調査を行った。

(2) 方法

個体数調査については、2009年の10月にサルの性・年齢判別能力を有した2～3名の調査員で行った。期間中群れを終日追跡し、群れが移動のために開けた道路をまとめて横断する際に、1頭ずつ個体の性・年齢を記録した。

集落への出没状況調査については、2009年10月～2010年9月の期間中、週に1回程度の群れの土地利用調査および行動調査を行った。群れの集落への出没

状況について、目視情報や電波の受信状況から3段階（集落付近に出没・集落から少し離れている・遠くにいる）で評価し、出没を目視した際はその頭数を記録した。また、個体の人馴れ程度を測定するため、対象個体が反応するまで調査者が接近し、反応した際の個体との距離および行動を記録した。

(3) 結果

1) 個体数の現状

個体数調査の結果、各群れの総数は、豊岡市の城崎A群が34頭、香美町の美方A群が51頭であった。城崎A群の性・年齢構成は、オトナメス：11頭、オトナオス：5頭、ワカモノメス2頭、ワカモノオス1頭、コドモ7頭、0歳児8頭であり、美方A群の性・年齢構成は、オトナメス：19頭、オトナオス：5頭、ワカモノオス1頭、ワカモノ性不明1頭、コドモ15頭、0歳児10頭であった（表1）。また、通常のニホンザル野生群の出産間隔は基本的に2～3年であるが、今回の調査から、オトナメス数に対する0歳児の割合は、城崎A群で73%、美方A群で53%であり、出産率が高くなっている可能性が示唆された。

2) 集落への出没状況の現状

本事業が実施された期間に行った各群れの土地利用調査によると、城崎A群は83%、美方A群は55%の割合で集落付近に出没していることが分かった（図1）。また、出没が目視された場合の1観察あたりの出没頭数については、城崎A群で5～9頭が36%と最も高く、10頭以上出没しているケースが30%（10～19頭21%、20頭以上9%）程度あった（図2）。美方A群については、2～4頭の出没が59%と最も高く、5～9頭の出没が19%、10～19頭の出没が19%で、20頭以上の出没は観察されなかった（図2）。

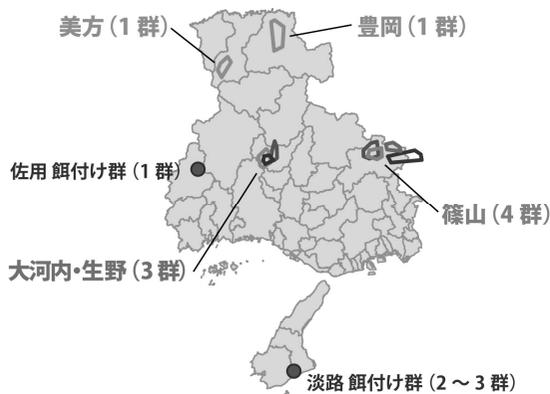


図1 兵庫のニホンザルの分布。兵庫の北部にあたる但馬地方には、2つの地域個体群（美方地域個体群、豊岡地域個体群）が生息しているが、それぞれ1群しか存在しておらず、地域絶滅が心配されている。

表1 2009年秋季の個体数調査の結果

地域個体群	群れ名	オトナ			ワカモノ			コドモ	0歳	合計
		メス	オス	不明	メス	オス	不明			
豊岡地域個体群	城崎A	11	5	0	2	1	0	7	8	34
美方地域個体群	美方A	19	5	0	0	1	1	15	10	51

個体の人馴れ度を調査したところ、城崎A群については10～20mの距離まで接近できた個体が39%と最も多く、5～10mまで接近できた個体が19%、5m未満まで接近できた個体が8%存在した(図3)。美方A群については20～30mまで接近できた個体が45%で最も多く、10～20mまで接近できた個体が27%、5

～10mまで接近できた個体が9%、5m未満まで接近できた個体が2%であった(図4)。また、接近した際の個体の反応としては、双方の群れとも約半数が「走って去る」という行動をとったが、城崎A群については、9%が「その場で威嚇」、4%が調査者に「接近して威嚇」という行動を示した(図5)。

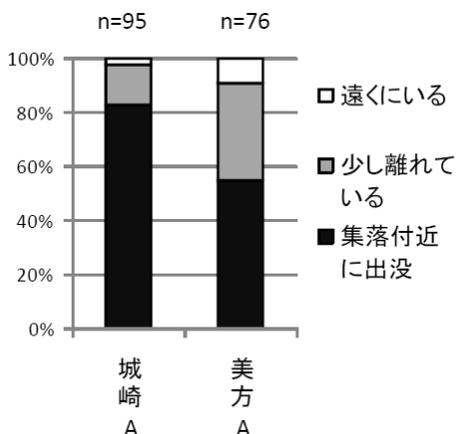


図2 各群れの集落出沒率

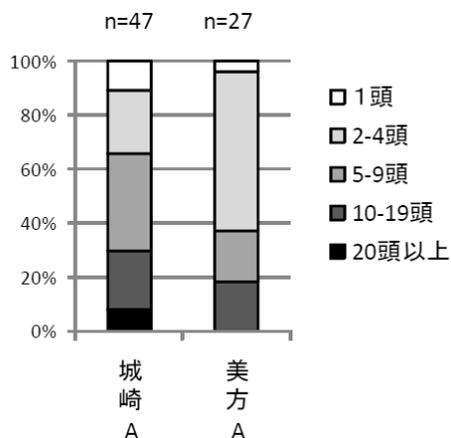


図3 出沒を目視した際の出沒頭数の割合

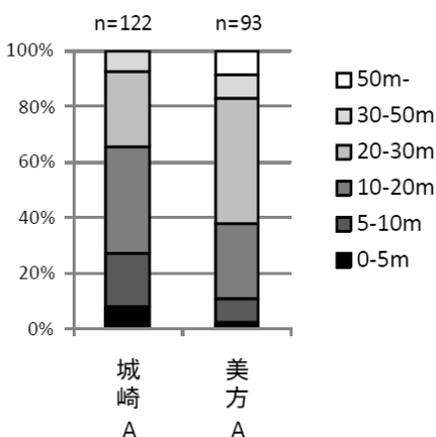


図4 個体に対する接近可能距離

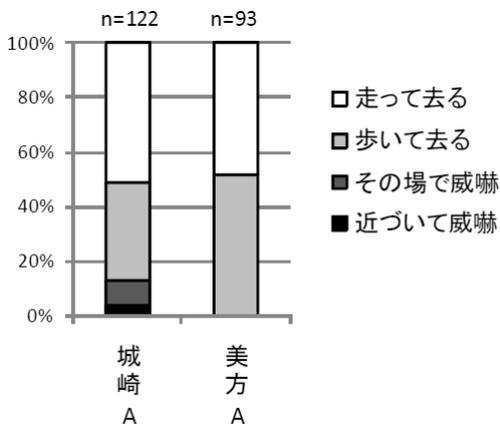


図5 接近時のサルの反応

(4) 考察

2009年11月の時点で、城崎A群の個体数は34頭（オトナメス11頭）、美方A群の個体数は51頭（オトナメス19頭）であった。両群が生息する豊岡市・香美町では、毎年農作物被害対策として有害捕獲が実施されている。過去の実績では、多い年には1年間に豊岡市で25頭（2000年）、香美町で18頭（2006年）が捕獲されている場合もある。今後、地域個体群の保全に考慮せず、無計画な有害捕獲が今後実施されれば、地域的な絶滅の危険性が非常に高くなる。なかでも繁殖にかかわるオトナメスの数については細心の注意が必要で、とくに城崎A群はオトナメス数が11頭であり、有害捕獲の対象となる個体について制限を加えることを検討しなければならない状況にあるといえる。一方で、加害群は農作物を採食するなど栄養状態が改善されて、出産率が高くなっている可能性もあることから、個体数が増加すれば加害群が分裂し、被害地域が拡大することも予想される。今後は各群れの個体数を注意深くモニタリングしながら、絶滅防止と加害群の分裂防止を目的とした科学的な捕獲計画が必要であるといえる。また、著しく人に馴化した個体も存在することが判明したため、特定問題個体を識別したうえで除去するなど、捕獲数を必要最小限に抑えながらも効果の高い個体数管理手法を検討する必要がある。

地域的な絶滅も危惧される状況でありながら、両群とも集落への出没率は高い状況にある。なかでもっとも地域絶滅の心配が高い城崎A群の集落出没率は83%と非常に高く、また出没頭数や個体への接近可能距離、接近時の反応の結果から、人馴れ程度も非常に高い状態にあると考えられる。なかには人に接近して威嚇行動をとる個体も存在するなど、地域社会との軋轢は非常に大きくなっていることが予想される。

3. 捕獲に頼らない被害管理手法の普及活動とその成果

(1) 目的

兵庫県但馬地域の2つのニホンザル地域個体群は個体数が少なく絶滅が危惧される状況でありなが

ら、農作物に加害するなど集落依存が高く、地域社会との軋轢が大きいたことが明らかになった。地域個体群の安定的維持および軋轢の軽減のためには、各群れの個体数および加害状況を適切に把握しながら、捕獲に頼らない被害管理手法を地域に普及させる必要がある。とくに豊岡市の城崎A群については、個体数が34頭と少ない状況だが、集落依存度が非常に高く、対策の必要性・緊急性が高い。

そこで本事業では、豊岡市において住民が主体となって行う被害対策の普及活動として、1) サル位置情報連絡システムの構築、2) モデル集落（2集落）での取り組み支援およびその成果の検証を行った。

(2) サル位置情報連絡システムの構築

ニホンザルは群れ単位で行動圏内を日々移動するため、群れの位置情報を事前に把握できれば、サルが集落にやってくるのを待ち構えて追い払いを実施したり、事前に収穫可能なものを収穫しておくなどの対処が可能となる。したがって、毎日の群れの位置情報を把握し、被害住民に連絡する体制があれば、地域が主体となった被害対策の推進に有効である。本事業初年度の群れの位置情報および集落依存程度モニタリング調査は専門的知識をもった熟練した調査員が行ったが、この方法では精度の高い詳細な情報が収集できるが、専門家が地域に居住していない限り、調査頻度が限定される。

そこで地域居住者が実施できるように、項目を簡略化したモニタリング用の調査フォーマットを作成し、豊岡市において2009年9月27日から1年間、1日1度の頻度で、群れの出没状況を把握する業務を地域団体に委託した。同時に、地域住民に対して群れの毎日の位置情報をあらかじめ登録してあるメールアドレスに連絡する位置情報連絡システムを稼働させた。その結果、群れが出没する各集落から合計60名（2010年9月末）の住民がシステムに登録された。

一方、高齢者などメールを使用していない被害住民も多い。メールを使用している集落代表者がこのシステムに登録し、群れの接近時に集落内の防災無線放送を用いて集落住民への周知を行っている集落もあることから、多くの集落住民に情報が行き渡る連絡手段を普及させていくことは今後の課題である。

(3) モデル集落における取組支援と群れの集落出没率の変化

住民主体の被害対策を普及させるため、豊岡市の2集落（A地区・B地区）に対する住民主体の対策支援を行った。具体的には対策ミーティングの開催（計8回）、追い払い研修会（計3回）、集落点検（計3回）を実施した（写真1）。加えて、それぞれの集落で10丁の電動ガンを貸し出して追い払い隊を結成し、サルが集落にやってきたときに協力して追い払う体制づくりを行った。また、農地の数が多いB集落では、サル用防護柵の試験展示を5箇所で行ったほか、既設の電気柵に対して柵点検を行い管理上の問題点を改善するなど、サルが利用可能な農地を減少させることを試みた（写真2）。

図6、7は対策取組前後のA・B地区に対する群れの出没率の変化を示したものである。対策取組前後の群れの出没率を比較すると、行動圏の北端に位置するA地区では、夏季の出没率が22%から10%に、秋季は17%から6%に減少したが、冬季・春季の出没率はあまり変化なかった。この地域は家庭菜園に対する被害が主であり、主な被害時期は夏から秋季の間となる。被害時期には追い払い活動など対策が活発に行われたが、冬期など直接的な被害を感じにくい季節には、対策が消極的になっていることが要因とも考えられ、今後は季節を問わずサルを出没させない環境づくりが求められる。一方、B地区においては、秋・冬季で取組後の出没率が減少している傾向がみられるものの、春・夏季では、出没率が増加してお



写真1 追い払い研修会の様子



写真2 サル用電気柵のモデル展示

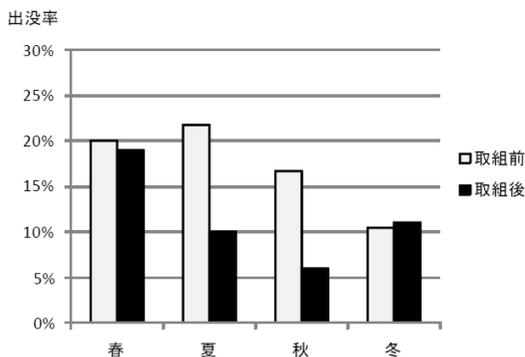


図6 対策取組前後の群れの出没率の変化 (A地区)

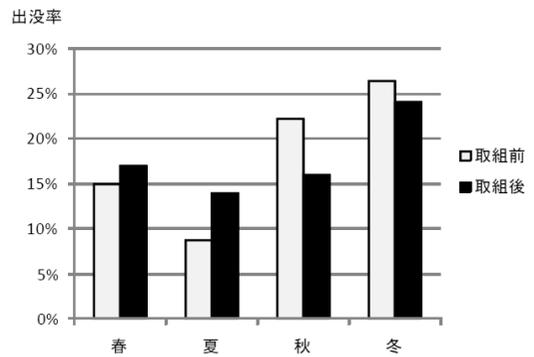


図7 対策取組前後の群れの出没率の変化 (B地区)

り、明確な効果は得られなかった（図7）。三重県では、複数集落に対する追い払い活動支援の結果、集落ぐるみでの追い払いが進展した地域ではサルの被害が軽減したが、追い払いが集落ぐるみの活動として進展しなかった地域では被害が軽減されなかったと報告されている（山端 2010）。本地域においても追い払い実施量が2つの集落で異なっていた可能性もある。また、B地区は群れの行動圏の中心に位置するため、追い払いの効果が得られにくかった可能性も考えられる。今後も群れの行動の変化を調査しつつ、集落の立地条件、集落内食物資源量や対策実施の程度を定量的に評価しながら、地域主体の対策が有効に機能する条件の抽出が必要であると考えられる。

4. さいごに 絶滅解消と被害軽減のために

但馬地方のニホンザル地域個体群の安定的維持を図りつつ、現在発生している被害を軽減するためには、捕獲だけに頼らない被害管理手法をいかに普及させるかが最重要課題である。群れを形成するニホンザルの被害軽減を図るには、単純に群れの個体数を減らすことに依存するのではなく、群れを集落に誘引し、滞在を助長している要因を排除する必要があると考えられている（井上 2002、室山 2003）。具体的には、防護柵を適切に設置するほか、放任果樹や放棄野菜など「被害と感しない」餌の管理や追い払いなど地域住民が主体となった総合的な対策の推進が必要であるが、地域住民はこのような対策について知識や技術を持ち合わせていない場合も多い。また一般的に、被害を受ける地域住民は対策手段として「捕獲」を望む傾向にあり、保全上の観点などから「捕獲」が制限される場合、対策手段をめぐる意見の対立が顕著になりやすく、住民主体の対策について理解や協力が得られにくいという報告もある（鈴木 2008）。

本地域において捕獲に頼らない被害管理を推進するためには、地域個体群の保全のための捕獲の是非という争点に陥ることを避け、まず「被害軽減」という目的を共有すること、また被害を軽減するために地域住民と行政、研究者ほか各利害関係者がそ

れぞれの役割をどのように担うかを明確にすることが必要だろう。個体数調整などは行政が主体となっていくべき対策であるが、個々の農地の管理や集落全体での食物資源の管理、追い払いなどの対策は地域住民が主体とならざるを得ない対策であり、総合的な対策が行われてはじめて効率的に被害が軽減できることに理解を促す必要がある。そのためには、集落を対象とした研修会などを繰り返し行い、対策に対する知識や技術・情報を提供しながら支援体制を整備し、地域主体となったニホンザルの被害管理を住民と行政の協働で行っていくことへの合意を形成していく姿勢が求められる。さらに、集落主体の取り組みを適切に評価し、得られた成果をモデルとして地域全体の取り組みにむけて普及を図ることが必要である。本事業で実施した試みはその第一歩であり、今後も継続的な取り組みが求められる。

引用文献

- 井上雅央. 2002. 山の畑をサルから守る—おもしろ生態とかしこい防ぎ方. 農山漁村文化協会. 東京: pp117.
- 室山泰之. 2003. 里のサルとつきあうには: 野生動物の被害管理. 京都大学出版会. 京都: pp.246.
- 鈴木克哉. 2008. 野生動物との軋轢はどのように解消できるか?—地域住民の被害認識と獣害の問題化プロセス. 環境社会学研究, 14: 55-68.
- 山端直人. 2010. 獣害対策の進展が農家の農地管理意識に及ぼす効果—三重県における集落の調査事例—. 農村計画学会誌, 29: 245-250.

There are two threatened local populations of Japanese macaques which consist of only one troop respectively in Tajima region, located in the north of Hyogo Prefecture. On the other hand, human-macaques conflicts become serious issues because they have caused serious damage to agricultural products in their habitat area. In this study, we first investigated the population of each troop and the degree of dependence on human villages. As a result, we found both troops were highly dependent on human villages despite small population size. Secondly, we promoted damage management practices by local people in two villages as the model of community-based management in Toyooka City. The result shows that the visit rate by macaques decreased in the seasons when crops fruited in one village after providing the adequate information and technical support for local people. However, we could not find marked changes in another village, located in the middle of the macaques' home range. We need to quantitatively analyze the effect of various factors, such as location of village, the amount of available food for macaques in the village and the activity of chasing macaques away by local people.

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

芦生生物相保全プロジェクト

福島 慶太郎¹⁾・井上 みずき²⁾・阪口 翔太³⁾・藤木 大介⁴⁾・山崎 理正³⁾
境 優⁵⁾・齊藤 星耕³⁾・中島 皇¹⁾・高柳 敦³⁾

Effects of deer overbrowsing on biodiversity and functions in cool-temperate forest ecosystem in Ashiu

Ashiu Biological Conservation (ABC) Project

Keitaro Fukushima, Mizuki Inoue, Shota Sakaguchi, Daisuke Fujiki, Michimasa Yamasaki,
Masaru Sakai, Seikoh Saito, Tadashi Nakashima and Atsushi Takayanagi

1. 緒言

森林生態系は木本・草本植物、大型・小型動物、陸上・土壌・水生昆虫、土壌、渓流水など様々なコンパートメントで構成され、生食・腐食連鎖や生物間相互作用、水文過程などを通じて密接に関連しあう複雑な相互作用系である。生態系の適切な管理のためには、このような相互作用系から創出される生態系機能の理解が不可欠である。

近年、日本各地の森林でニホンジカ (*Cervus nippon centralis* 以下シカ) による下層植生の過剰な採食が問題視されている (Takatsuki 2009)。シカ採食圧が高まることに伴い、森林下層植生のうちシカ嗜好性種が衰退し、不嗜好性種が優占することで植物多様性の減少や種構成の不可逆的改変を招くことが知られている (Rooney, 2001; Suzuki *et al.* 2008)。また、このような森林景観の変化は、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; Côte *et al.*, 2004; McGraw and Furedi, 2005)。しかしな

がら、シカによる下層植生の衰退の影響について、このような視点で取り組まれた研究は非常に少なく、たとえば食物網を通じた陸生昆虫や土壌動物への影響や、物質循環過程を通じた水質変化、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、ほとんど明らかにされていない。また、生態系機能への影響を把握するためには、比較的大面積の調査 (たとえば集水域単位) が必要であるが、これまでの研究は小規模なプロットスケールの研究にとどまっている。

京都府芦生地域は原生的な冷温帯針広混交林が大面積で保存されている。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い。しかし1990年代後半から増加傾向にあるシカにより、芦生でもわずかに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の状態となったことが報告された (藤木・高柳 2008)。京都大学芦生研究林では、13haに及ぶ集水域レベルの大規模シカ排除柵を設置し4年間継続調査を行ってきた (福島

1) 京都大学フィールド科学教育研究センター 606-8502 京都市左京区北白川追分町

2) 秋田県立大学生物資源科学部 010-0195 秋田市下新城野

3) 京都大学大学院農学研究科 606-8502 京都市左京区北白川追分町

4) 兵庫県立大学自然・環境科学研究所 669-3842 丹波市青垣町沢野94

5) 京都大学大学院地球環境学舎 606-8317 京都市左京区吉田本町

2010a; 2010b)。本研究は、大規模スケールである特徴を生かして、隣接する19haの対照集水域と比較することでシカの採食圧から開放された下層植生の多様性や空間分布の変化、および渓流水質や物質循環、土壌・水生昆虫相の変化を調査対象とした。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。

2. 調査地

本研究は、京都府南丹市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つの集水域で行った(北緯35.21度、東経135.44度、標高654~796m; 図1)。本調査地から0.9km離れた芦生研究林事務所(標高356m)での観測によると、1976~2005年までの年平均気温と年平均降水量は、それぞれ11.9℃、2298mmである(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2~3m程度の積雪が見られる。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。土壌は大部分が褐色森林土となっており、B_D型が大部分を

占めているが、尾根地形の乾燥地にはB_{Dd}型土壌も見られる。また、沢沿いにはB_E型やB_F型土壌が、標高800m以上の稜線にはポドゾル土壌が局所的に認められる。

芦生地域のフロラを過去の植物目録と現存するさく葉標本をもとにして報告したYasuda and Nagamasu (1995)によると、本地域からは126科438属801種に及ぶ種子植物が記録されている。しかし近年、シカの採食圧が急激に高まったことによって、研究林内やその周辺地域の下層植生が衰退・単純化し、シカの不嗜好性植物が増加してきたとの報告がある(Kato and Okuyama 2004、藤井 2007、福田・高柳 2008、田中ら 2008)。このような森林下層植生の改変を防止するために、2006年に1つの集水域(13ha)全域に防鹿柵が設置され、隣接する対照集水域(19ha)とともに、柵設置後の様々な生物分類群や物質循環の変化に関するデータをとり続けている(藤木・高柳 2008、井上ら 2008)。なお、本調査地は冬季に多量の積雪があり、防鹿柵は冬季(12~4月)の間は撤去される。

3. 防鹿柵設置による下層植生への影響

(1) はじめに

シカによる森林下層植生の過採食は日本全国の森林に見られる(Takatsuki 2009)。主な影響として、

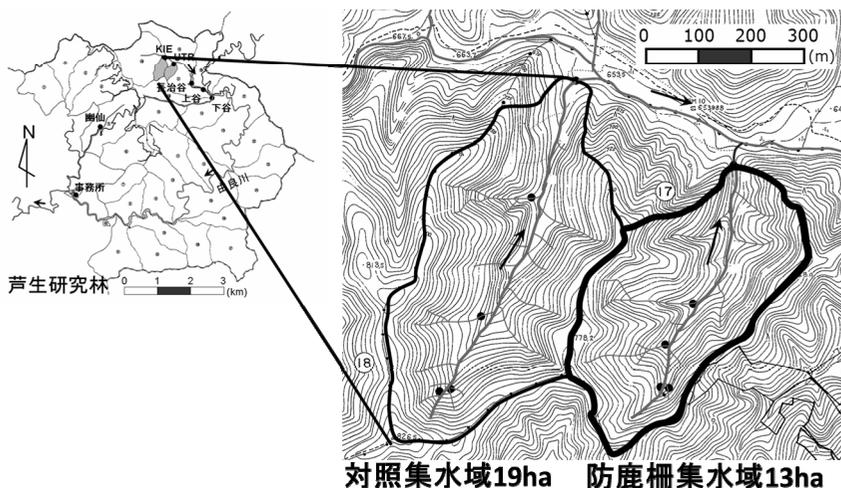


図1 調査地の位置

森林に生育する植物の多様性や種構成が大きく改変し、それが継続すると植物の局所個体群の絶滅と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。

これまでの多くの研究で、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。

本研究では、シカの過採食によって植生が衰退した芦生研究林において、防鹿柵を設置した集水域と設置していない集水域を対象として、森林下層植生を柵設置以降4年間モニタリングした。また、植生パターンを地形別に解析し、集水域内の空間的な異質性を考慮した。これらの解析を通じ、防鹿柵設置後の下層植生の回復パターンを明らかにすることを目的とした。

(2) 方法

調査を行った2集水域には2006年の時点で275分類群の維管束植物が分布しており、斜面上部から斜面下部にかけての地形変動に応じて植物群集の種組成が大きく変化する (阪口ら 2008)。このような地形依存的な種組成変化を考慮し、阪口ら (2008) が記載した代表的な2つの植物群集 (尾根上部群集

Upper Ridge: URと谷下部群集Lower Stream: LS)にそれぞれ64基の方形プロット (25m²) を設置した (合計128基)。これらのうち、半数は防鹿柵処理を実施した集水域、残りは対照集水域内に設置した。

2006年から2010年までの4年間、植物体が十分に展開した夏季に、プロット内に出現した維管束植物の種名、被度 (地上高130cm以下で被度1%以上の種)、そして総被植率を記録した。また、2006年に全プロットの中心地点において、全天空写真を撮影した。撮影した写真はCanopOn2.03cを利用して、平均開空度を算出した。

植物群集の種組成は、1) 防鹿柵処理の有無、2) 時間経過、3) 光環境、4) 裸地率という4つの要因を考慮した多変量回帰モデルによって解析を行った。多変量解析モデルは、要因とデータが線形もしくは非線形な関係にある場合や、複雑な交互作用を包含するようなデータを解析する場合であっても、解析能力が高いことが指摘されている (De'Ath, 2002)。本モデルを用いて解析を行った際に起こるモデルオーバーフィット (過度のデータ分割) に対処するため、本研究では交差確認法に基づきモデルの説明力と予測力のバランスを考慮して解析木のサイズを決定した。つまり、一連の複雑度の異なる候補モデルの中で最も予測力の高いモデルの1推定誤差分の範囲に誤差が収まるモデルの中で、もっとも単純な (木のサイズが小さい) モデルを選択した。加えて、各データは主成分分析によって序列化を行い、全データを用いて重み付けされた種の座標と一緒に平面座標上にプロットした。以上の解析にはR2.12.0 (R Development Core Team, 2010) とmvpartパッケージ (Therneau and Atkinson, 2010) を利用した。また、各データ群を指標する種を抽出するために、INDVAL (Dufrene and Legendre, 1997) を算出した。INDVALは、全体のデータにおける種*i*の優占度に対して、解析木モデルによって分割されたデータ群*j*内における種*i*の優占度の相対的な割合 (A_{ij}) と、種*i*の出現頻度の相対的な割合 (B_{ij}) を考慮した指数であり、0から100の値を取り得る。

方形プロット (25m²) に出現した植物種数、多様性指数H' (Weaver and Shannon 1949)、総被植率、そ

して構造化指数（個々の種の被度の合計から総被植率を差し引いた指数）を算出した。本研究では被度が1%以上の種について被度を記録しているため、プロット内に裸地が多い状態では植物種同士の空間的重複度が小さくなり、構造化指数は0もしくは負の値をとる（つまり、重複度が小さく、かつ1%未満の被度を持つ種が多い場合には指数は負の値を取り得る）。一方、裸地の割合が低く、植物種同士の空間的重複度が大きい場合には、個々の種の被度合計が総被植率を上回るために構造化指数は正の値を取る。これらの4つの指数のうち、植物種数、多様性指数、構造化指数は、1) 防鹿柵処理の有無、2) 1) との交互作用を考慮した時間、3) 光環境（2006年時の開空度）、4) 2006年時の裸地率という4つの要因を考慮した一般化混合加法モデルによって解析した。1)~2) の2つの項は時間変化に伴う防鹿柵内外での植生応答を表現するために、3) の項は植物の直接利用する資源量を表現するために、そして4) の項は初期状態における創始者効果及び種間相互作用の強度を表現するために考慮したものである。これらの項のうち、時間項と各指数の線形関係にあると仮定できなかったため、時間項の効果はスプライン係数として推定した。一方で、総被度はarc-sin変換を行った後、上記1)~4) の要因のうちの4) 2006年時の裸地率という項を除いた仮説に基づいて解析した。植物種数はカウントデータであるため、モデルの誤差構造としてポアソン誤差を、それ以外の指数は正規誤差を仮定して解析を行った。なお、データは同一のプロットで毎年採取されているため、そうしたプロット間の自己相関構造を解消する目的で混合モデルを採用した。最終的な予測モデルは、全ての項が有意 ($P<0.05$) となるまで、フルモデルから一つずつ影響力の小さい項を除去しながら探索した。以上の解析には、R2.12.0 (R Development Core Team 2010) とmgcvパッケージ (Wood 2010) を利用した。

(3) 結果

1) 各集水域で地形別に見た下層植生の種構成

谷下部群集LSに関する多変量回帰木モデルは、6回の分枝と7つの葉を持つ樹形が選択された (図2)。

第1分枝によって防鹿柵の内外で下層植生の種構成が二分された。防鹿柵外の植生 (指標種: コバノイシカグマ *Dennstaedtia scabra* (INDVAL=74.2)、ミヤマカンスゲ *Carex delichostachya* (INDVAL=25.4)) はその後細分化されることはなかった。それに対して、防鹿柵内のプロットの種組成は時間経過と環境要因によって6つに分類され、防鹿柵の設置によって種組成がプロット間で多様化したことが示された。防鹿柵を設置してから2年後の2008年を境にして、それ以前の柵内の植生は匍匐性小型草本であるノチドメ *Hydrocotyle maritime* (INDVAL=28.0) やデフノタツナミ *Scutellaria muramatsui* (INDVAL=11.4)、そしてヤワラシダ *Thelypteris laxa* (INDVAL=16.6) によって特徴付けられた。2008年以降の柵内の植生は、防鹿柵設置時の裸地率や開空度によって細分化された。これらのグループは、大型のシダであるリョウモンシダ *Arachniodes standishii* や木本植物であるヤマアジサイ *Hydrangea serrata*、サワグルミ *Pterocarya rhoifolia*、バライチゴ *Rubus illecebrosus* などを重要な指標種としており、芦生地域の溪畔林植生 (ジュウモンジシダ-サワグルミ群集) に包含される植物種 (宮脇 1984) を多く含んでいた。

尾根上部群集URの下層植生は最終的に4つの葉を持つ樹木モデルに集約された (図3)。谷下部群集の場合とは異なり、第1分枝は防鹿柵ではなく柵設置時の裸地率によってデータが2群に分割された。その後の分枝では防鹿柵の内外で植生が分割された。主成分分析の結果は、第一主成分軸上で防鹿柵内外の植生が大別されること、そして防鹿柵外の植生の多様性が乏しいことを示している (図3b)。防鹿柵外の植生の大部分が分類された植生群は、タンナサワフタギ *Symplocos coreana* (INDVAL=62.4)、アシウスギ (INDVAL=44.8)、イワウチワ *Shortia uniflora* (INDVAL=27.6) によって特徴付けられた。それに対して、防鹿柵内の植生はシノブカグマ *Arachniodes mutica* (INDVAL=60.4)、ウスギヨウラ *Menziesia ciliicalyx* (INDVAL=36.2) の2種とオオイワカガ *Schizocodon soldanelloides* var. *magnus* (INDVAL=70.9)、チシマザサ *Sasa kurilensis* (INDVAL=23.4) の2種によって指標される2群に分類された。

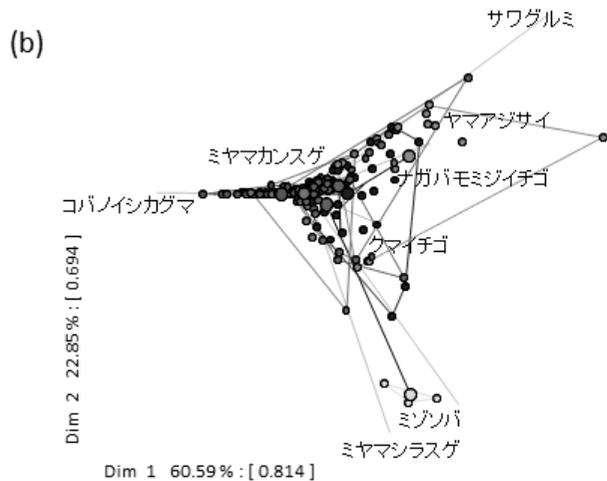
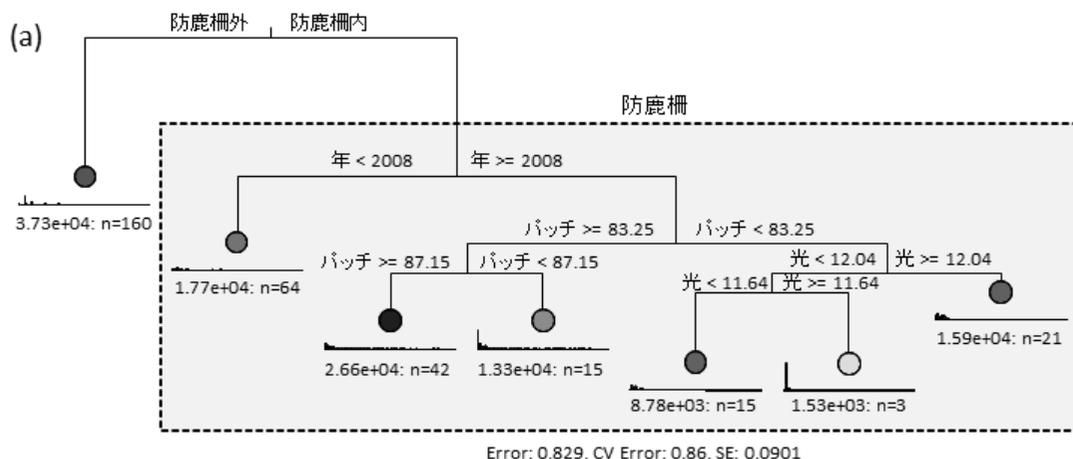


図2 (a) 谷下部群集で得られた種組成データを多変量回帰木モデルで解析した結果。棒グラフは各枝における出現種の頻度を示している。

(b) 多変量回帰木モデルで分類された7群平均の主成分プロット。小さい円は各サイトを示し、大きな円はそれらの群平均を示している。指標種を含む植物種名は7群の重み付き平均としてプロットされている。主成分第一次元は60.6%、第二次元は22.9%の群間変動を説明している。

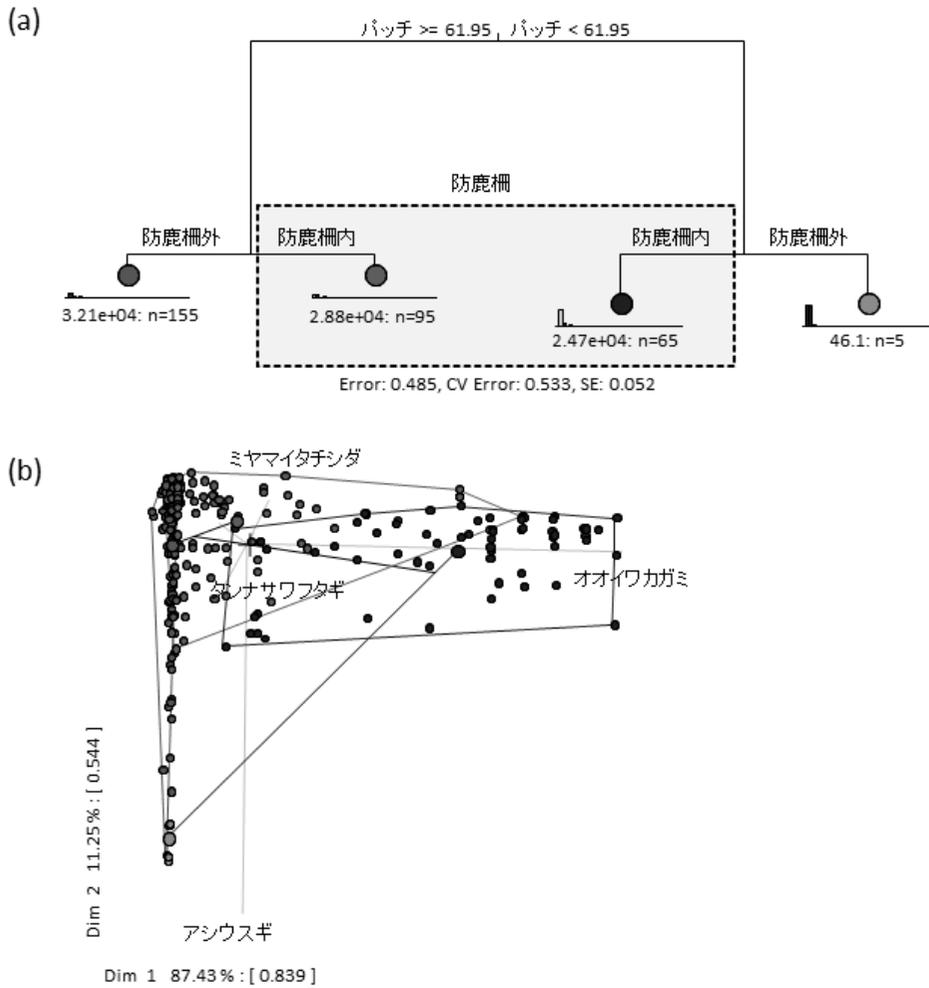


図3 (a) 尾根上部群集で得られた種組成データを多変量回帰木モデルで解析した結果。棒グラフは各枝における出現種の頻度を示している。

(b) 多変量回帰木モデルで分類された4群平均の主成分プロット。小さい円は各サイトを示し、大きな円はそれらの群平均を示している。指標種を含む植物種名は4群の重み付き平均としてプロットされている。主成分第一次元は87.4%、第二次元は11.3%の群間変動を説明している。

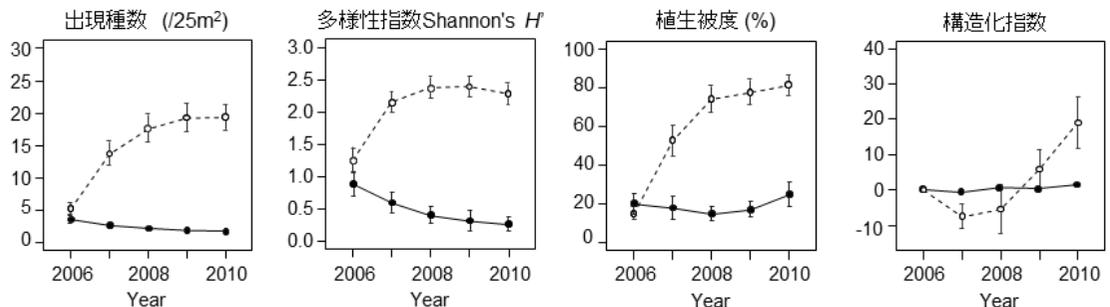
2) 各集水域で地形別に見た下層植生の多様性および被度

谷下部群集LSでは防鹿柵処理を行った場合、下層植生を構成する植物種数と総被度が時間経過に伴って急速に増大し、処理開始から3年が経過した頃には平衡状態に達した(図4)。多様性指数 H' も上記2つの指数とよく似た反応を示したが、処理後3年をピークとして2010年には前年よりもわずかに減少した。構造化指数は柵設置時には平均しておよそ0であったが、その後の2年間は負の値を、その後は正の値をとった。防鹿柵外の植生総被度、構造化指数は時間変化がほとんど観察されなかった。それに対して、柵外での出現種数と多様性指数はともに単調に減少した。尾根上部群集URにおいても、防鹿柵内の植生は時間経過とともに出現種数と多様性指数が増加したが、防鹿柵外では時間的変化が小さか

った。植生総被度は谷下部群集における変化とは異なり、柵内外での時間変化は明瞭な傾向がみとめられなかった。また、構造化指数も大きな変化はみられなかった。

本地域で2007年に実施されたシカの嗜好性調査(阪口ら 未発表)に基づいて出現種をシカの嗜好性種と不嗜好性種に分類し、その経時変化をプロットした(図5)。LS群集では防鹿柵設置時には不嗜好性種が総被度の約60%を占めていたが、防鹿柵外では年々その優占度を増大させて、4年後には記録された植生被度のほぼ全てがシカの不嗜好性植物となった。これに伴い、嗜好性種の種数、多様性は直線的に減少した。これに対し、防鹿柵内では時間とともに不嗜好性植物の被度と種数が減少した。UR群集に設置した防鹿柵内では、LS群集と同様に嗜好性植物が優占度を増大させた。被度と比べると、種

(a) 谷下部群集



(b) 尾根上部群集

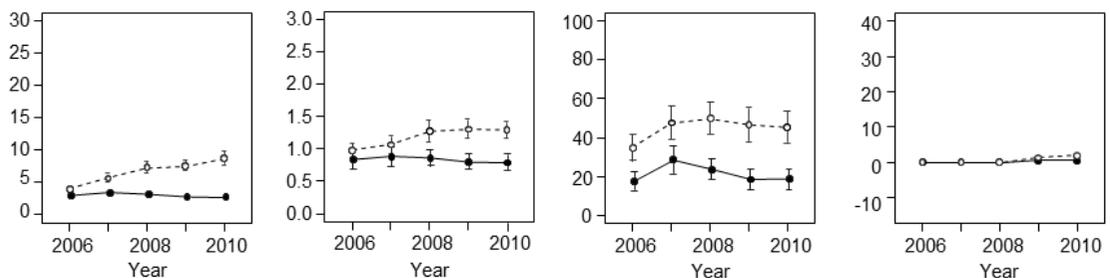


図4 谷下部群集 (a) と尾根上部群集 (b) における出現種数、多様性指数 H' (Weaver and Shannon 1949)、植生被度、構造化指数の時間変化 (平均±95%信頼区間)。

白丸が防鹿柵内、黒丸が防鹿柵外を示す。

数や多様性指数において嗜好性種の占める割合が高くなっていることから、優占度の低い嗜好性種が尾根地形上で増加したことが明らかになった。防鹿柵外では、植生に占める嗜好性種の被度や種数割合に大きな変化は認められなかったが、種多様性指数は嗜好性種が時間経過とともに減少していることを示した。

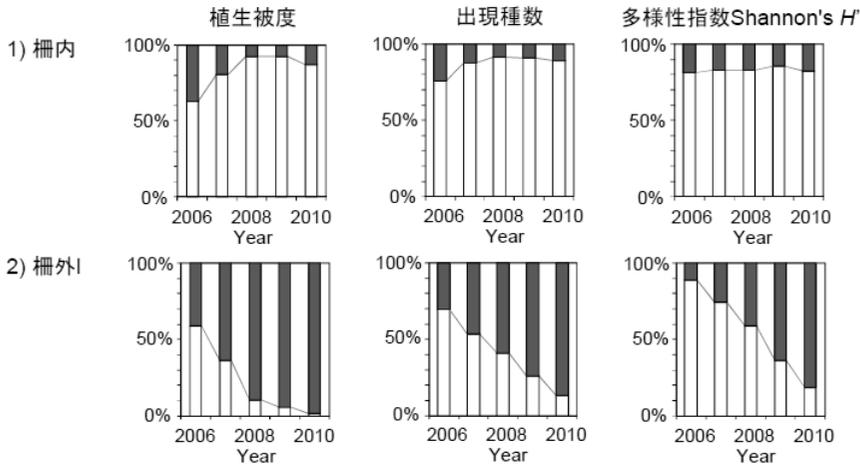
3) 下層植生の変化を規定する要因

下層植生の特性を代表する4指数を一般化加法混合モデルによって解析した結果、防鹿柵と時間（防鹿柵との交互作用構造を仮定）は指数を説明する要

因として全てのモデルに取り込まれた（表1）。防鹿柵は、どの指数に対して有意な正の効果を及ぼしていた。防鹿柵設置時の裸地率はLS群集の出現種数と多様性指数を説明するモデルにおいて、有意な負の効果を及ぼしていたが、UR群集の多様性指数には正の効果を及ぼしていた。光環境はどのモデルにも採択されなかった。

柵内の出現種数と多様性指数について推定された時間項のスプライン曲線は、およそ2次の関数となり、時間経過とともに増加傾向にあった（図6）。ただし、LS群集の多様性指数のスプライン曲線は明

(a) 谷下部群集



(b) 尾根上部群集

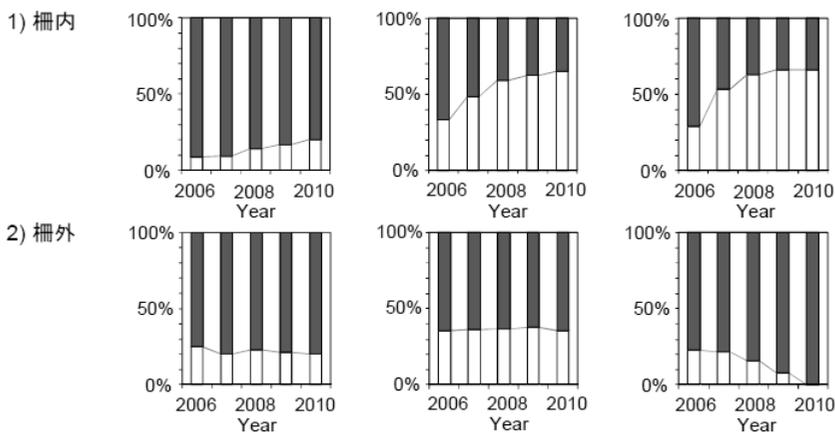


図5 シカの嗜好性種と不嗜好性種の頻度の時間変化。

棒グラフの白抜きは嗜好性種、黒塗り部分が不嗜好性種を示す。

表1 谷下部群集 (a) と尾根上部群集 (b) の4つの特性を一般化加法混合モデルによって解析した結果。

(a) 谷下部群集

	R^2 (adj.)	防鹿柵	時間		光	空パッチ
			柵内	柵外		
出現種数	0.78	1.88***	***	***	n.s.	-0.01***
多様性指数 H'	0.81	1.65***	***	***	n.s.	-0.01*
植生被度	0.72	28.0***	***	***	n.s.	n.s.
構造化指数	0.31	1.20*	***	n.s.	0.77*	n.s.

(b) 尾根上部群集

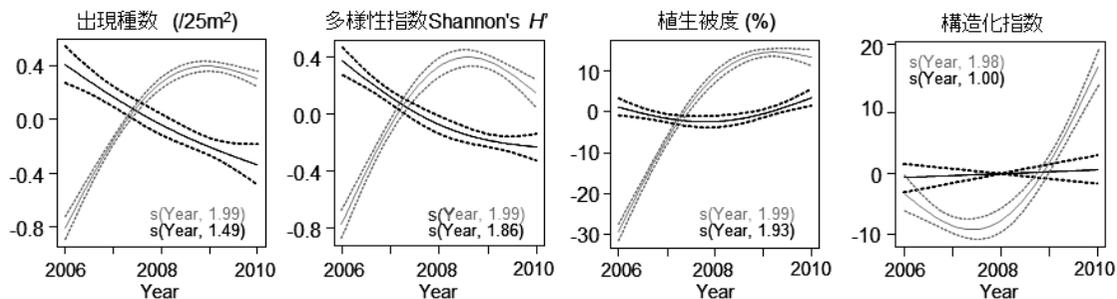
	R^2 (adj.)	防鹿柵	時間		光	空パッチ
			柵内	柵外		
出現種数	0.64	0.77***	***	**	n.s.	n.s.
多様性指数 H'	0.29	0.48***	***	n.s.	n.s.	n.s.
植生被度	0.30	16.1***	***	***	n.s.	n.s.
構造化指数	0.15	0.50**	***	n.s.	n.s.	n.s.

瞭な極大値を示した。一方で、柵外の出現種数と多様性指数のスプライン曲線は、単調減少関数として推定された。柵内に位置する谷下部群集の植生総被度に関するスプライン曲線は時間経過とともに増加する傾向を示し、それに伴って構造化指数も柵設置2年後から増加に転じた。UR群集の総被度に関するスプライン曲線は、柵の内外の植生でともに一山型の応答曲線として推定された。構造化指数は、柵内のUR群集において時間とともに増加するパターンであった。

(4) 考察：地形の影響を受けた防鹿柵設置後の下層植生の変化

地形的異質性は土壌特性や光環境に影響し、そこに成立する植物の更新や分布パターンに影響を与える。本研究が行われた芦生地域では、尾根上部にアシウスギが林冠を構成する植物群集と、谷下部にトチノキやサワグルミが優占する植物群集がモザ

(a) 谷下部群集



(b) 尾根上部群集

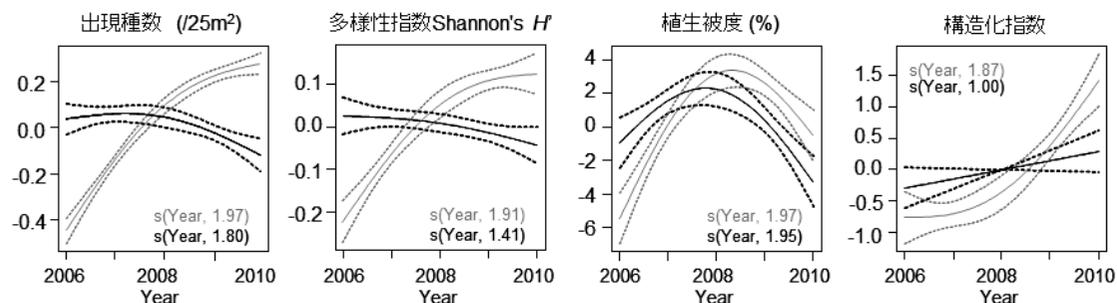


図6 谷下部群集 (a) と尾根上部群集 (b) における出現種数、多様性指数 H' (Weaver and Shannon 1949)、植生被度、構造化指数の推定スプライン曲線。

実線が平均、点線が95%信頼区間を、灰色が防鹿柵内、黒色が防鹿柵外を示す。

イク状に分布する。こうした森林の下層植生もまた地形的異質性に強く影響された分布パターンを示す(阪口ら 2008)。4年間に渡る防鹿柵処理への植生応答の観測の結果、種多様性と多様性指数は地形に関わらず増加傾向が検出されたが、その増加分や時間軸上での応答速度には地形の影響を無視することはできなかった。

出現種数の時間変化は、UR群集よりもLS群集の方が大きな増分を示した。すなわち、LS群集では4年間に平均で約13種(/25m²)が増加したのに対し、UR群集では約5種の増加にとどまった。調査地域に地形依存的に分布する植物群集には群集間で構成種数に大きな違いが存在し、LS群集では推定266.5種、UR群集では推定157.5種の植物種が潜在的にプールされている(2次ジャックナイフ法による推定; 阪口ら 2008)。こうした群集でプールされている種数の差によって、群集間の種多様性変化の差分は部分的に説明できる。

それに加えて、防鹿柵処理への応答速度の違いも種多様性の時間変化に影響している可能性がある。一般化加法混合モデルによって推定された柵内植生に関する多様性指数のスプライン係数は、LS群集で実験開始2~3年後をピークに減少傾向にあるのに対し、UR群集では5年が経過した2010年においても単調な増加傾向が継続している。この結果は、柵内に位置するLS群集の動態プロセスが実験期間内に変化したことを示している。2006年の防鹿柵設置後、柵内のLS群集では裸地化していたパッチに、匍匐枝でクローン成長する小型草本(e.g., ノチドメ *Hydrocotyle maritime*、デワノタツナミ *Scutellaria muramatsui*) が素早く拡大し、これらを指標種とする過渡的な植物群集が防鹿柵内で成立した。これに同調するように、構造化指数が防鹿柵設置後一時的に負の値に転じた。その後、空きパッチがシカの採食圧から解放された嗜好性の大型草本や木本性植物によって埋められてくると、プロット内の総被度は頭打ちとなり、植物種間の空間的重複度が増加したために植生の階層化が進んだと考えられる。このように柵設置から2~3年後には植物種間の競争が激化し、被圧された小型草本性などの種が群集から

排除されるとともに、競争力の強い種の優占度が高まった。2010年に減少に転じた多様性指数は、こうした植生動態のステージ移行—嗜好性種の増大から種間競争の激化—を反映していると考えられる。一般に、種多様性は環境ストレスと競争ストレスの強い条件下で低くなり、その中間的な条件で最大化されることが知られている(Grime 1973)。防鹿柵処理後にLS群集の種多様性で観察された時間変化もまた、この仮説で説明できるだろう。

同じような植生応答プロセスはUR群集でも期待されるはずだが、実際には嗜好性種の単調な増加傾向が観測されているので、やはりUR群集の防鹿柵処理への応答速度はLS群集よりも遅いと考えられる。本地域では、土壌水分や栄養塩が斜面上部に向かうほど減少することが知られており(Tateno and Takeda 2003)、そうした資源不足によって嗜好性種の回復が遅れ、UR群集全体での応答速度が制限されている可能性がある。また、UR群集はもともと多くの不嗜好性の常緑性植物を包含するのが特徴である(e.g., アシウスギ、イワウチワ、シノブカグマ、オオイワカガミ)。多様な系統から構成された常緑性植物群集はおそらく貧栄養な尾根地形上への適応の産物であると考えられるが、こうした群集全体で延長された葉寿命のために生産速度が低下し、応答速度を制限している可能性もある。加えて、本研究で利用した防鹿柵は冬季に撤去されることから、これら常緑性種の地上部は冬季の間にシカの影響下にあることに注意しなければならない。とりわけ、柵内のUR群集を指標する種はシカの嗜好性の高い種である可能性が高いので、冬季にシカの採食を受けやすいだろう。実際、回復過程にある多くのチシマザサの稈には春先に食痕が見つまっている(阪口未発表)。また、餌となる植物が不足する冬季にはシカは夏季に採食することのほとんどない種も採食の対象とすることが知られている。柵の内外でUR群集の総被度が複雑な時間変動を示しているのは、こうした冬季のシカによる採食の影響を反映している可能性がある。

日本の冷温帯林の多くでは、下層植生の防鹿柵への応答パターンがキーストーン種であるササ属植

物によって影響されている (Tateno and Takeda, 2003; Ito and Hino, 2007; Kisanuki *et al.*, 2009; Murata *et al.*, 2009)。Nomiya *et al.* (2003) は3年間の防鹿柵処理にも関わらず下層植生の種多様性がほとんど変化しなかったことを報告し、その理由の一つとして、競争力の強いササ類の優占によって、草本植物が被圧されていた可能性を指摘している。芦生研究林ではシカがササ類 (チマキザサとチシマザサ) を冬季の主要な餌資源として集中的に利用した結果、2003年の時点でほとんど地域において採食痕が見られ (田中ら 2008)、2006年に防鹿柵が設置された時点でササ群落はほぼ壊滅状態であった。さらに、2007年前後のチマキザサ類の一斉開花枯死現象 (松尾ら 2010) が起きた後には、本地域には繰り返された採食によって矮小化したチシマザサがわずかに残存するだけとなっている (阪口 未発表)。本研究で観察された防鹿柵設置に伴う急激な植生回復は、こうした強力な種間競争相手となりうるササ類が事前にシカによって除去されたことを条件に起こったものと考えられる。

4. 防鹿柵設置による渓流水質への影響

1) はじめに

森林から流出する渓流水は、降水から溪流に至る過程で植物—土壌—岩石という森林生態系の主要な構成要素すべての影響を受ける (Bormann and Likens 1979)。したがって、渓流水に含まれる成分、すなわち渓流水質を測定することで、森林生態系の物質循環の特徴や生態系機能を評価することが可能である。なかでも NO_3^- は植物や土壌生物の養分として重要であり、窒素が植物の成長の制限要因となっている森林生態系では、植物の成長期・休眠期に合わせて渓流水中の 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壌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度に存在し、高い生産性を有している。そのため、生態系機能に対して無視することのできない役割を担っていると考えられる (Gilliam 2007)。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、物質循環や渓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定されたため、下層植生の喪失・回復が渓流水質に影響を与えるか否かを評価できると考えられる。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渓流水質を比較し、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、渓流水中の 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、蒸発散等でも水質が変化することから、 CO_2 濃度を指標として蒸発散効果の影響を考慮した。

2) 方法

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出口で2006年7月から月に1度の頻度で渓流水を採取した。現場で孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のセルローズ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50mL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°C 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 CO_2 、 NO_3^- 濃度をイオンクロマトグラフィ (Dionex社製、ICS-90) で測定した。相川ら (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月から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。

3) 結果および考察

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7a)。一方で、 Cl^- 濃度は調査期間中、集水域間での違いは認められなかった(図7b)。期間を通じて、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。 NO_3^- 濃度を Cl^- 濃度で除することで、 NO_3^- 濃度の季節変化から蒸発散の影響を除いて植物の養分吸収の効果を抽出した場合でも、成長期に低く、休眠期に高い傾向を示した(図7c)。このことから、植物の養分吸収に合わせて渓流水質が変化

していることが示唆された。先述の通り防鹿柵設置以降、防鹿柵設置集水域で下層植生が徐々に回復し続けている。したがって、防鹿柵設置集水域において、防鹿柵設置後から下層植生による養分吸収が増加したことによって、渓流水の NO_3^- 濃度が低下したことが考えられる。下層植生のバイオマスは、林冠を形成する上層木に比べるとわずかではあるが、土壌からの養分吸収を介して渓流水質に影響を与えることが示された。

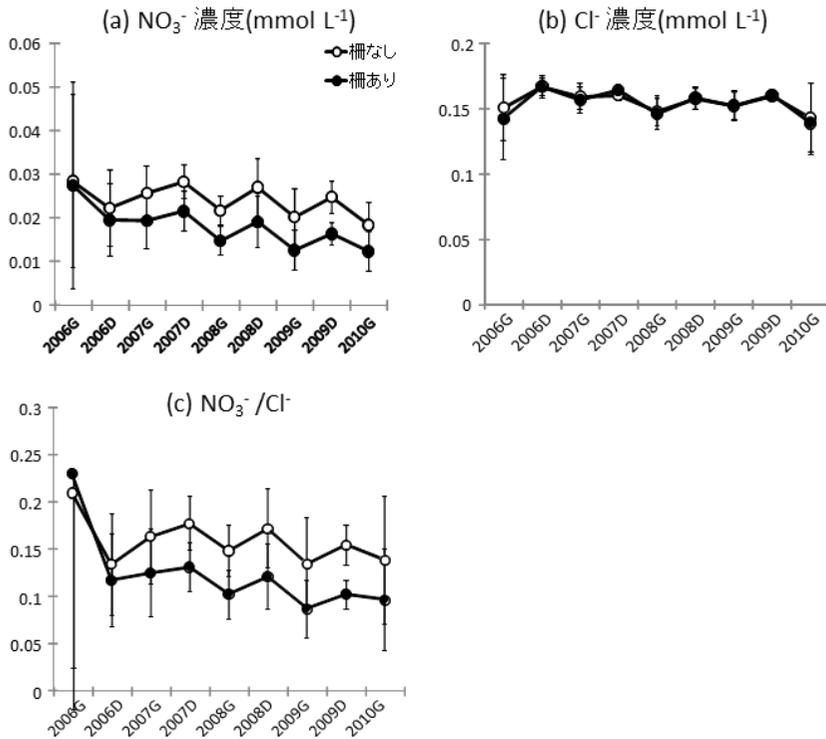


図7 防鹿柵設置集水域と対照集水域における渓流水中の(a) NO_3^- 濃度、(b) Cl^- 濃度、(c) NO_3^-/Cl^- の季節変化。各年Gは植物成長期(5月~10月)、Dは植物休眠期(11月~翌4月)を示す。期間中に採取・測定した渓流水質の平均値を示し、エラーバーはその標準偏差を示す。白丸が防鹿柵外、黒丸が防鹿柵内を示す。

5. 防鹿柵設置による溪流の水文特性とそれに関わる底生無脊椎動物群集への影響

1) はじめに

ニホンジカによる下層植生の過採食によって森林林床が裸地化する可能性が指摘されている。裸地化が進行した土壌表面では、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、表面流の発生を招くとされる (Onda and Yukawa 1994)。また、林床が裸地化した森林では、降雨出水時に土砂が大量に流出し、溪流の河床構造が大きく変化する可能性が考えられる。その結果、溪流に生息する水棲無脊椎動物の群集構造にまで影響が及ぶ可能性も考えられる。

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、水棲無脊椎動物群集にまで影響を与えるという仮説を立て、その検証を目的とした。

2) 方法

防鹿柵内と柵外の1次谷斜面中部に2m²の表面流プロットを設置し、表面流流出を測定した。流域末端部には量水堰を設置し、渓流水の流量、電気伝導率、濁度を測定し、降雨出水時の応答を観測した。また、1次谷と2次谷の溪流を対象に、一定区間の流路について目視により河床構造を記述した。さらに、河床構造を記述した溪流で、サーバネットを用いて底生無脊椎動物を採取し、種同定と生活型・摂食機能群の判別を行った。

3) 結果および考察

図8に、2010年7月1日から6日までの降雨時の地表流、渓流水の流量、濁度、および渓流水の流出に占める表面流出の量の算出結果を示した。防鹿柵内では、降雨イベント時に表面流の流出が見られなかった。また、降雨強度が弱いときの渓流水の濁度は、柵外に比べて低い値を示した。一方で柵外では表面流の流出が観測され、降雨強度がピーク時の渓流水流量は、柵内よりも鋭いピークを形成した。さらに、渓流水中の表面流成分の流出量も柵外で柵内よりも鋭いピークを形成した。以上の水文観測結果から、降雨に対して速やかに流出する表面流が柵外で多く、表面流が溪流の出水に大きく寄与していること

が考えられた。また、柵外では表面流が土壌表面を流下することで土壌浸食を引き起こしながら溪流への土砂流出を促進していることが、濁度の結果から推察された。しかし、降雨強度がピークを迎えたときの濁度は、柵内外いずれも本研究で用いた濁度計の測定範囲の最大値 (100FTU) になり、降雨強度が強い降雨イベントに対しては、濁度のピークを正確に観測することができないという問題点が生じた。

防鹿柵設置から4年間で柵内の植生は顕著に回復しており、柵内では回復した下層植生が森林斜面からの表面流流出の緩衝に大きく寄与するものと考えられる。図8に示された防鹿柵内外での表面流流出の多寡は、先述のように土壌浸食を通じた土砂流出によって溪流河床構造にも影響を及ぼす。

図9では、柵内外の1次谷および2次谷流域の溪流河床に占める細粒堆積物の割合を示した。図8から降雨時の土砂流出が卓越すると考えられた柵外では、1次谷で細粒堆積物が河床を広く覆っており、柵内に比べて泥・砂・小礫が多かった。また、溪流沿いへの落葉量が1次谷で柵外の方が柵内よりも多く分布していた (境 未発表)。このことは、古澤ら (2003) が指摘するシカの採食による下層植生の喪失で、落葉が森林斜面に留まるための障害物が減少し、谷底への落葉移動量が増加するという現象と同調的である。一方で、柵内外の本流部にあたる2次谷の溪流では、柵内外で細粒堆積物の割合や溪流沿いの落葉量に有意な違いが認められず、防鹿柵の効果は源頭部に近い1次谷流域に限定されることが示唆された。

溪流内に生息する底生無脊椎動物に着目すると、1次谷溪流では柵内で89分類群、柵外で75分類群であり、2次谷溪流では柵内、柵外でそれぞれ76、74分類群が確認された。これらの生活型に着目すると、1次谷では細粒堆積物に潜って生活している掘潜型 (Burrowers) の底生無脊椎動物の割合が柵外で有意に高かった (図10)。また、溪流内の落葉落枝を直接的に摂食する破碎食者 (Shredders) の割合が柵外で有意に高かった (図10)。しかしながら、1次谷で現れたBurrowersとShreddersの割合の違いは2次谷で

は観察されず、光環境などシカの有無とは無関係な環境要因が、生活型および摂食機能群からみた柵内外の底生動物の組成の違いを引き起こしたものと考えられる (図10)。このように底生無脊椎動物の

群集構造は、河床というハビタットの構造と密接に関連しており、防鹿柵の影響、すなわちシカによる下層植生の過採食の影響を強く受けていることが示された。

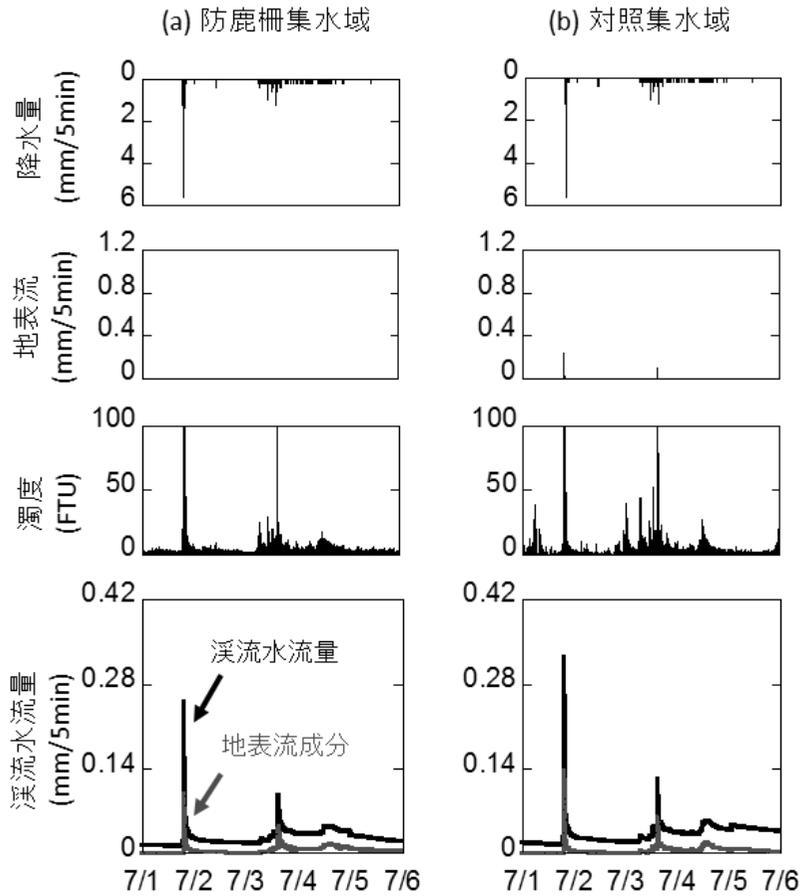


図8 2010年7月1日から7月6日までの降雨イベントに対する地表流、溪流の濁度、渓流水の流量、渓流水中の表面流成分の流出量。

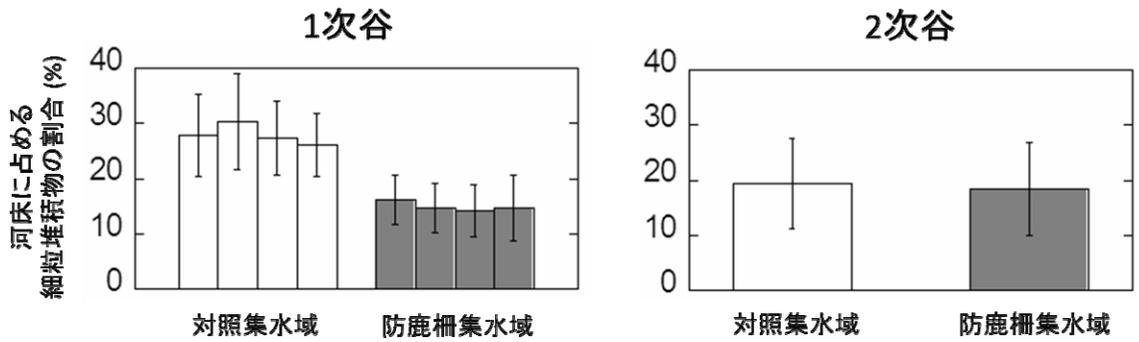


図9 防鹿柵内外の1次谷および2次谷の河床に占める細粒堆積物の割合

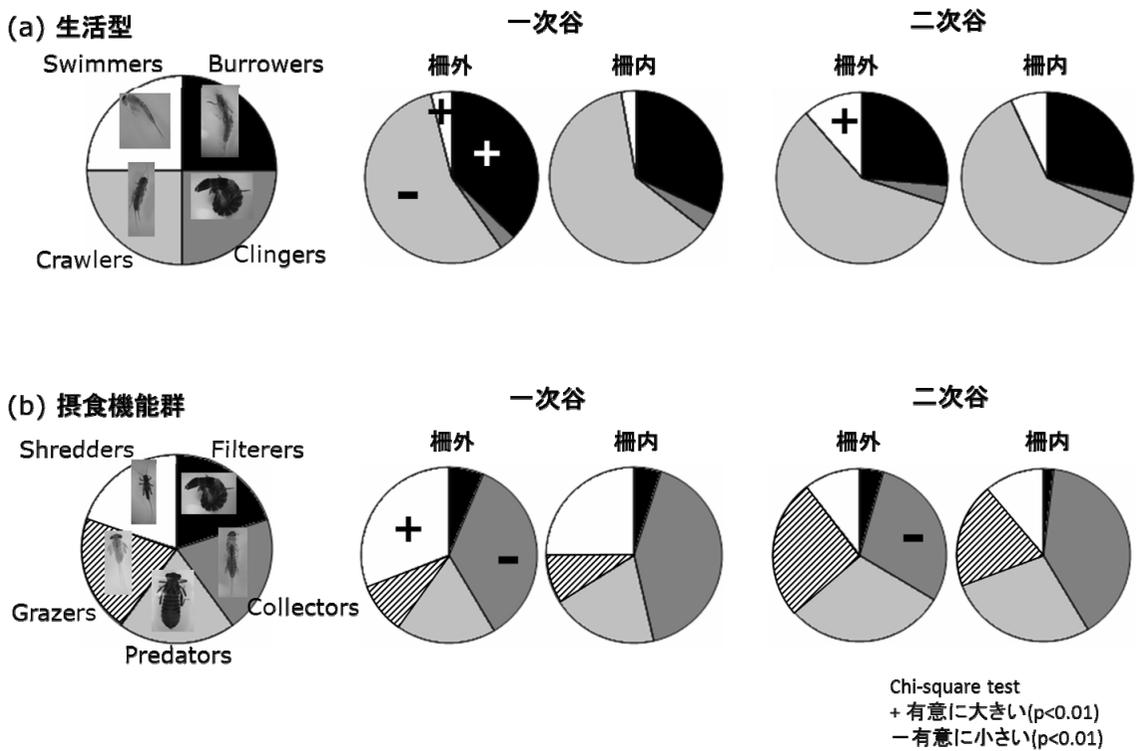


図10 防鹿柵内外の底生無脊椎動物の各生活型・摂食機能群の割合

6. 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4年間変化し続けた。植物群集の変化パターンは谷下部と尾根上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や植物群集の初期構成を考慮することが重要であるといえる。また、谷部の植生は比較的早い時間で多様性を回復し、本地域でかつて優占していた植物種組成に近づいてきていることが示された。一方の防鹿柵外では、谷下部群集で種多様性が減少し続け、尾根上部群集では嗜好性種の多様性が減少していたことから、シカによる植生改変は地形によらず、依然として続いていることが明らかになった。このことは、防鹿柵設置による植生回復の結末が、シカによる植生改変が発生してからの経過時間に影響されることを示唆する。

防鹿柵設置から下層植生の回復が見られた一方で、渓流水質や降雨出水時の水文過程、溪流河床構造やそこをハビタットとする底生無脊椎動物群集も一定の防鹿柵効果が認められた。このことは、上層木に比べてバイオマスの小さい下層植生が、生態系の物質循環や渓流水質形成、土砂生産といった多様な生態系機能に対して重要な役割を果たしていることを意味する。今後、柵内外で下層植生がさらに変化を続けることが植生調査から示されていることから、物質循環を介して渓流水質がさらに変化し続ける可能性が考えられる。また、土砂流出を通じた溪流河床構造の改変は、現在では1次谷溪流において底生無脊椎動物群集に影響を及ぼしていることが本研究で示されたが、今後2次谷、さらに下流域においても影響が拡大することが予想される。

本研究によってシカによる下層植生の過採食の影響が、植生の多様性にとどまらず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。今後は、これらの効果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。

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とする学生の皆様、同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)日本自然保護協会および(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。

引用文献

- 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.
- Bormann FH, Likens GE. 1979. Pattern and processes in a forested ecosystem. Springer-verlag, New York, USA.
- Côte SD, Rooney TP, Tremblay J-P, Dussault C, Waller DM. 2004. Ecological impact of deer overabundance. Annu Rev Ecol Evol Syst 35: 113-147.
- De'Ath G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. Ecology 83: 1105-1117.
- Dufrene M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecol Monogr 67: 345-366.
- 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.
- 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*によるハイヌガヤ*Cephalotaxus harringtonia* var. *nana*の採食にみられる積雪の影響. 森林研究, 77: 5-11.

- 福島慶太郎. 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 No.20: 6, 財団法人自然保護助成基金.
- 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.
- 古澤仁美・宮西裕美・金子真司・日野輝明. 2003. 日林誌, 85: 318-325
- Gilliam FS. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. BioScience 57: 845-858.
- Goodale CL, Thomas SA, Fredriksen G, Elliott EM, Flinn KM, Butler TJ, Walter MT. 2009. Unusual seasonal patterns and inferred processes of nitrogen retention in forested headwaters of the Upper Susquehanna River. Biogeochemistry 93: 197-218.
- Grime JP. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature 242: 344-347.
- 井上みずき・合田禄・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・高柳敦・藤崎憲治. 2008. 「ニホンジカの森林生態系へのインパクト—芦生研究林」企画趣旨. 森林研究, 77: 1-4.
- Ito H, Hino T. 2007. Dwarf bamboo as an ecological filter for forest regeneration. Ecol Res 22: 706-711.
- Kato M, 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 University 29: 433-444.
- Kisanuki H, Nakai A, Nadamoto A, 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, 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回演習林気象報告, 63pp, 17-23.
- 松尾歩・陶山佳久・蒔田明史. 2010. チュウゴクザサとチシマザサにおける地下茎の分枝・伸長様式とジェネットの空間分布構造. 日本生態学会誌, 60: 81-88.
- McGraw JB, Furedi MA. 2005. Deer browsing and population viability of a forest understory plant. Science 307: 920-922.
- 宮脇昭編. 1984. 日本植生誌近畿. 596pp. 至文堂, 東京.
- Murata I, Saruki S, Kubota K, Inoue S, Tashiro N, Enoki T et al. 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.
- Nomiya H, Suzuki W, Kanazashi T, Shibata M, Tanaka H, 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.
- Ohta N, Tokuchi N, Fujimoto M. 2010. Seasonal patterns of nitrate discharge from forested catchments: Information derived from Japanese case studies. Geography Compass 4: 1358-1376.
- Onda Y, 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. University of Tokyo, Japan, pp 107-114.
- R Development Core Team. 2010. R version 2.12.0: A language and environment for statistical computing.
- Rooney TP. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. Forestry 74: 201-208.
- 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.
- Stoddard JL. 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. American Chemical Society, Washington, pp 223-284.
- Suzuki M, Miyashita T, Kabaya H, Ochiai K, Asada M, 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.
- Takaysuki S, Gorai T. 1994. Effects of Sika-Deer on the Regeneration of a *Fagus-Crenata* Forest on Kinkazan Island, Northern Japan. *Ecol Res* 9: 115-120.
- 田中由紀・高槻成紀・高柳敦. 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.
- Tateno R, Takeda H. 2003. Forest structure and tree species distribution in relation to topography-mediated heterogeneity of soil nitrogen and light at the forest floor. *Ecol Res* 18: 559-571.
- Therneau TM, Atkinson B. 2010. R Package "mvpart version 1.3-1".
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois, Urbana, Illinois.
- Wood S. 2010. R Package "mgcv version 1.7-2".
- Yasuda S, Nagamasu H. 1995. *Flora of Ashiu, Japan. Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto University* 28: 367-486.

The effects of deer overbrowsing on understory vegetation and ecosystem function were examined using deer-excluded fence established around a 13ha watershed in cool-temperate forest in Ashiu, Japan, in comparing to its adjacent control watershed. In the fenced watershed, number of species, vegetation cover, and Shannon's H' of understories remarkably increased at the lower-stream slope and slightly increased at the upper-ridge slope, while in the unfenced watershed, they had no change or decreased at the both slope. The structure index of vegetation was negative during the first 2 years after fenced and then became positive during the next 2 years at the lowest-stream slope in the fenced watershed, while it had little change in the unfenced watershed. These results suggest that when the deer overbrowsing was prevented, rapid recovery and succession of understory vegetation from a small, prostrate state to a highly-structured state with various species. The nitrate concentration of stream water was significantly lower in the fenced watershed than in the unfenced watershed 2 years since the fence was established. This suggests that the recovery of understory vegetation can alter stream water chemistry, and nutrient cycling. Moreover, macroinvertebrate communities (i.e., life-form type and functional feeding group) at the first-order stream were significantly differed between both watersheds, which considered to be caused by alteration of stream-bed structure. Our results indicate 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.

(a)



(b)



(c)



(d)



写真1 防鹿柵内の植生の変遷

(a)2006年、(b)2007年、(c)2008年、(d)2009年における定点写真

撮影：藤木大介氏

Conservation of Snow leopard *Uncia uncia* in Mustang district of Annapurna Conservation Area (ACA) of Nepal

The Biodiversity Research and Training Forum (BRTF) - Nepal

Achyut Aryal

Introduction

The snow leopard (*Uncia uncia*) is a flagship carnivore of the high mountains of central Asia. It is a highly threatened animal and is placed in appendix I of CITES, "Endangered" category of IUCN Red list status (WWF 2006) and under strict protection (schedule 1) of Protected Animals (DNPWC, 2007).

The snow leopard (*Uncia uncia*) is a moderately large cat native to the mountain ranges of South Asia and Central Asia. The classification of this species has been subject to change and its exact taxonomic position will not be resolved until further studies are conducted.

The populations of snow leopards are declining; the main threats in its conservation are lack of information about its status, retaliatory killing for livestock depredation, poaching, and loss of habitat because of high density of livestock in grazing area.

The snow leopard-human conflict is one of the main threats to its survival because it is known to kill sheep, goats, horses and yak calves (DNPWC 2005). Every year hundreds of livestock are predated by snow leopards and local people kill Snow leopard as retaliation (Chetri 2005).

Degradation of snow leopards habitat continues due to year-round grazing pressure. Large numbers of livestock compete with free ranging ungulates like the blue sheep, himalayan tahr and musk deer. They often kill livestock because of high encounter rates and ineffective guarding by headers (WWF 2006).

Poaching and inadequate protection and management are another issue in Nepal, as government of Nepal lack the financial and human resources to adequate protection and management of the Snow leopard, its prey and its habitat. Additional constraints include its extremely remote and rugged range, harsh climatic and environmental conditions that prevail in many areas and a severe lack of trained staff to conduct surveys and develop management plans. To know the status of snow leopard is a big challenge to biologists due to its cryptic coloration, sedentary behavior, sparse distribution in far flung and harsh climatic conditions in which it inhabits (Fox 1994).

Snow leopards are found in Mugu Dolpa (Jackson and Ahlborn, 1989), Manang (Oli 1991, Thapa 2004), and Myagdi (Bhajimaya *et al.* 1990) districts. A habitat suitability index model suggests an estimated population of snow leopard is 350-500 in eight mountain-protected areas of Nepal (DNPWC 2005), but this figure needs to be confirmed by field survey (Chetri 2005).

Therefore the project has launched to find out present status of snow leopards and raised conservation education in local level.

Objectives of the project:

1. To find out status and distribution of Snow leopard and map out distribution and potential poaching area
2. To find out habitat preference of snow leopard in ACA.
3. To investigate the diet condition of snow leopard through the scats analysis.
4. Launch the community base snow leopards conservation activities

Methods:

Study area

Study was conducted at Upper Mustang region of Annapurna Conservation Area and outside the ACA of Nepal. Upper Mustang is located in between N 28° 47' 39" to 29° 19' 54" and E 83° 28' 55" to 84° 15' 16", north from the Annapurna and Dhaulagiri massif. Lomangthang is a main village of the Upper Mustang, it is also known to the world as the walled city since the settlement is surrounded by wall.

The climate of the area can be characterized as cold desert, desiccated by strong winds and high solar radiation. The climate is sub-alpine, and has a maximum and minimum temperature of 26.8°C and 9.9°C in July and 10.7°C and -5.8 °C in November of 2005. The most of the area remains under snow for 4 - 5 months from November to March. Total annual rainfall is less than 200 mm and more than half of the total precipitation occurs as snow during the winter months. The region falls under the Dhaulagiri-Annapurna mountain rain-shadow zone.

Agricultural production in the area is very limited due to scarcity of water, lack of proper irrigation, low temperature for longer periods and low rainfall. Only 1.7% land is cultivable and average landholding is 0.35 ha per person. Majority of the land is uncultivated and barren. Local production of food meets only 55% of subsistence needs and that only 8% of the 5700 inhabitants of Upper Mustang are self sufficient in terms of grain (Thakali 1994) . Animal husbandry is the main source of income for the local people. The average number of animals reared in 2002 in Upper Mustang is 36, 503 (MIS 2002) . Cattle, yaks, dzos, sheep, goats, horses, mules and donkey are reared. Goat and sheep trading from China is also a common practice among the local population.

The rangelands not only provide grazing lands for livestock but also support large number of rare and endangered plants, animals and birds. The vegetation of the area represents high altitude grasslands that are Tibetan in characters (Stainton 1972). Plant species such as *Caragana spp.*, *Lonicera spp.*, *Stipa spp.*, *Carex spp.*, *Kobresia sp.*, *Kobresia felicina*, *Lagotis spp* (Chetri and Gurung 2004) . The rangelands also support unique assemblage of rare and endangered species -Tibetan Argali (*Ovis ammon hodgsonii*), Tibetan Gazelle (*Procapra picticaudata*), Kiang (*Equus kiang*), Blue sheep (*Pseudois nayaur*) and their predators - Snow Leopard (*Uncia uncia*), Lynx (*Lynx lynx isabellinus*), Red Fox (*Vulpes vulpes*), Brown Bear (*Ursus arctos*) and Grey Wolf (*Canis lupus*) (Chetri and Gurung 2004, Chetri 2008) . As animal husbandry is the main source of income, rangelands of Upper Mustang have socio-economic relationship with the lives of local people (Pokharel 2006).

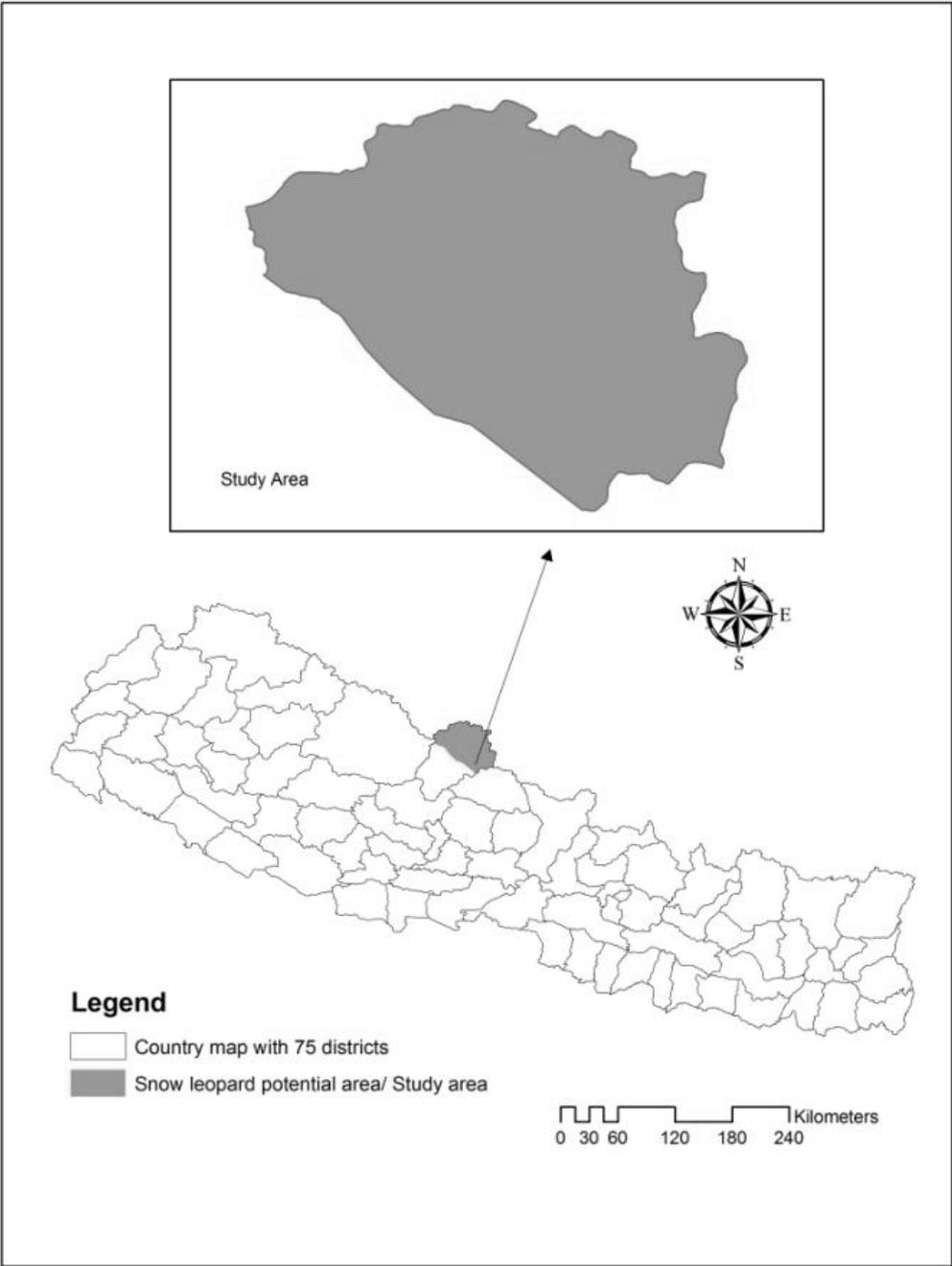


Fig1 Study Area

Survey methods

Study on climate change and impact on snow leopards, its prey species as well as local livelihood has been written in separate paper.

Snow leopard and its habitat survey

Sign (scats, pugmarks, scraping, and scent spray) survey were also carried out in study area. Snow leopards signs were identified on basis of their size, colour, pugmarks and other features and compared with other predators sign (Table1). Confusion with dogs, wolf scats were avoided because herders and livestock were in downhill and we did not find wolf, wild dog in our study area. I used the techniques of the Snow Leopard Information Management System (SLIMS) for snow leopard survey and design transects line accordingly (Jackson and Hunter 1996). Additional transect were laid out in snow leopards potential area, such as ridgeline, stream beds, and accessible cliffs. Different habitat parameters were taken as described in SLIMS guidelines to understand the habitat use of snow leopards.

Table1 Distinguish characters of different predators used for confirmation of their scats.

Feature	Common Leopard	Snow Leopard	Wolf	Red Fox	Civate cat
Scats		Scats are deposited alone or in association with other sign. Scats are short and segmented.	Canid scats tend to be long with tapered ends, compared to felid scats. Scats deposit in Wolf tends to make scratches rather than scrapes.	Smaller size, long and final tips pointed. Scats cover grasses, fruits materials.	Smaller than red fox and amount will be lesser than red fox.
Scrapes	Orientation of scrapes to the trail is any orientation to trail and on or beside the trail. Scrapes are cluster linear as a long string of scrapes Rescraping is uncommon. Scrape clusters appear ephemeral rather than sculptured. Small pile of soil behind the scrape depression Toe or claw indentations are frequently found in scrapes depression. Scrapes appear to be hastily made. Scrapes appear to be longer, narrower, and more linear in shape Scrape depression shallow.	Orientation of scrapes to the trail is parallel to trail and beside the trail Scrapes are cluster circular as a tight group of scrapes. Rescraping of the same scrape or cluster of scrapes is very common. Scrape clusters acquire a sculptured appearance. Large pile of soil behind the scrapes depression. Toe or claw indentations are not frequently found in scrape depression. Pugmark not frequently found at front of the scrape depression. Scrapes appear to have been made with care. Scrapes appear to be broader, shorter, and more heart shaped Scrape depression deeper.			
Urine		Snow leopards may urinate on the top of their scrapes.			
Scent spraying		Both sexes may scent mark upright rock faces by spraying them with urine.			
Claw – raking		Snow leopards may leave claw marks on tree trunks or rock faces.			
Altitude		Generally Scats found above 4000m -4500m care found identification while it is assumed that above the 4500m altitude scats were snow leopards.	Above the 3000m.	2500m to 4000m.	

Source: Jackson, et.al. ,1996 and field information, Aryal et.al. 2010.

Scats Collection and Analysis Methods

Standard micro-histological method was used to identify prey through comparison between the scats hair sample and hair samples of each potential preys. Snow leopards scats were collected following the SLIMS guidelines and searching the scats along the transects line and random walking trails also. Scats of different predators were identified on the basis of size, colour, location, local knowledge and microscopic structure of medulla and cuticular structure of hairs. Scats were prepared according to Johnson and Aldred (1982), and Korschgen (1980) for identification of prey items, it was done by comparing surface scale patterns of guard hairs with those of a reference hair collection comprising potential prey species from area (Weingart 1973).

The hair sample from the scats was first washed in hot water. Subsequently, it was thoroughly air dried and cleared in ether for 1 hour to remove the wax deposition and traces of the moisture. Finally the hairs were passed through xylol for 24 hour and mounted with DPX for permanent slides to see to medulla structure of the hair. Gelatin solution was used to prepare slides for seeing the cuticular structure of hairs and cuticular scales were observed by the impression techniques. The slides were observed under a light microscope (100x and 400x) and digital photos were taken to see the cuticular and medulla pattern. At least 20 hair samples were taken from the each sample scats for analysis and detect multiple prey species (Mukherjee *et al.* 1994). The prey residue composition of the predator scats were extrapolated in term of the prey frequency of occurrence in scats (F_i) calculated by equation-I (Karanth and Sunquist 1995, Mizutani 1999, Pikunov and Korkishko 1992, Ramakrishan *et al.* 1999).

$$F_i = \frac{n_i}{N} \times 100\% \quad \text{equation (I)}$$

Where n_i is the number of scats where a given i -th prey species residues occur and N is the number of all scats samples.

Conservation Education activities:

Workshops were conducted in participatory way with the involvement of local people to gather information on snow leopard and provide them how to monitoring the snow leopard in future.

Eco-club formation in different schools and other conservation activities carried out through the participatory way, detail describe in below.

Results and Discussion:

Status and distribution of snow leopards in Upper Mustang region of ACA

Distribution:

Snow leopards survey has conducted in 6 VDCs of Upper Mustang region such as in Lomanthnag VDC, Chhunup VDC, Chhoser VDC, Tsrang VDC, Ghami VDC and Surkhang VDC of Upper Mustang (fig2). Snow leopard has distributed in 1883km² area of Upper Mustang. Snow leopards sign were found from 2900 meters to 6000 meters of the area. Surkhang VDC provides biggest area compared to other VDC for snow leopards. It is because the VDC has good number of prey species as well as good habitat for snow leopards. They are using specific area in those VDCs.

Table2 Snow leopards distribution area in Upper Mustang Region

Lomangthang VDC	Ghami VDC	Chhoser VDC	Chhunup VDC	Surkhang VDC	Tsring VDC
Tera Thang	Chhowa	Ningmang	Tirithang	Dochh	Marang
Gyala	Loga	Kyangmang	Lowathang	Chhontang	Above the
Chhumi Du	Lini	Kyung chhu	Punariver	Surkhang	Marang
Kara Lijung	Kyu	Ting	Thannar	Aamga	Gumba
Sumja	Dach lekha	Chhayo	Lahatong	Udi	
Phuri		Syomang	Chholonggyo	Kotre	
Ghurang		Donggamng	Chhuwama	Chhagne	
Langra		Kimyu	Chhuwama	Lagmena	
Marchung		Pichhu	Chhuchh	Heta	
Tung		Rachhakyu	Palme amga	Gyuma	
Chhojong		Samjung	Jokle	Mehi	
Gomba				Chh Khola	
Dakhang				Syangga	
Marjo				Takchochha	
Diding				Damodar	
				Kunda/chum	
				Gchhe	
				Tangge	

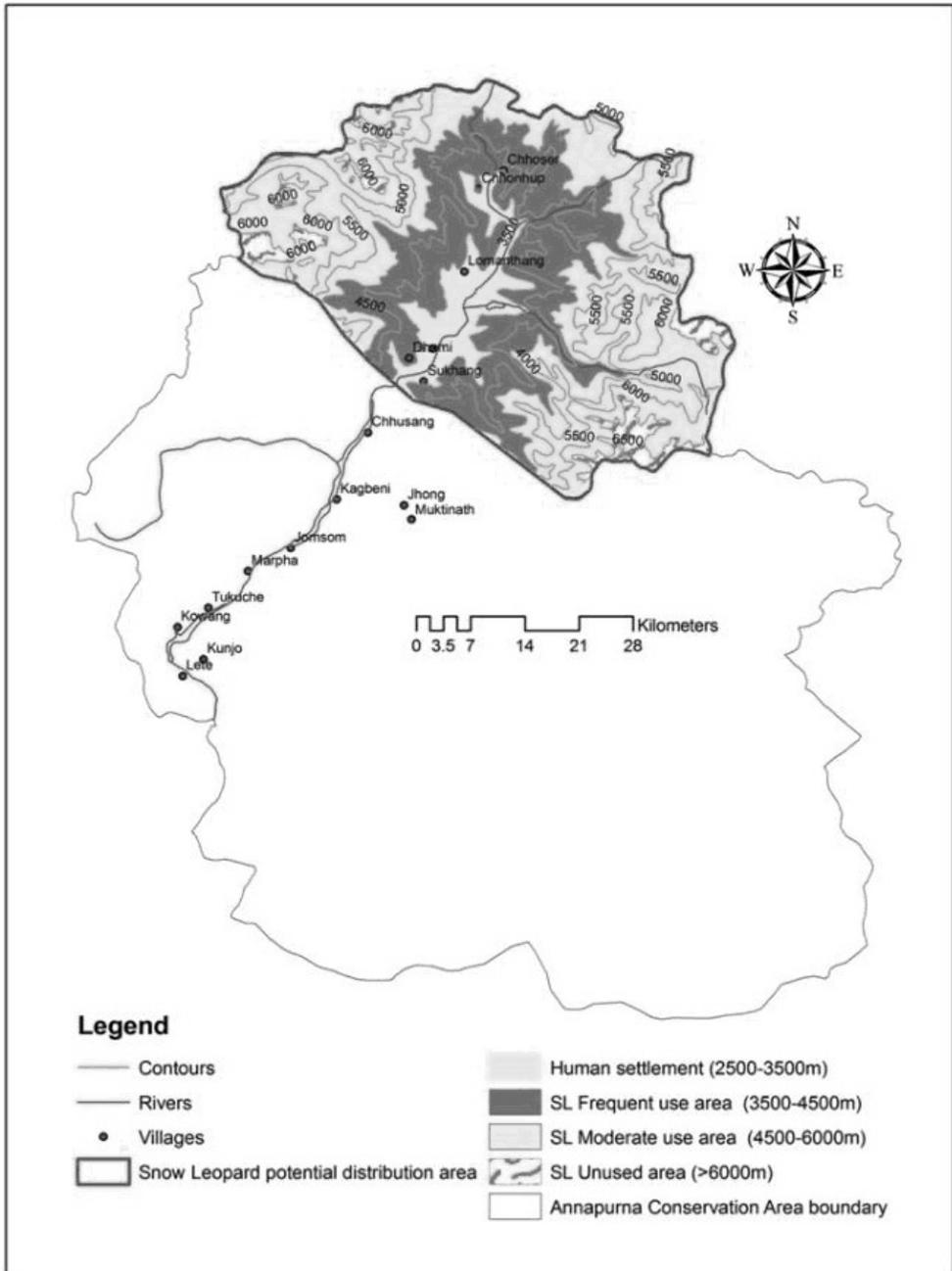


Fig2 Snow leopards distribution in Upper Mustang Region of Nepal

Status and Transects:

Transect lines were laid out in the potential habitat of snow leopards such as ridgeline, river bank, gully etc. we surveyed Upper Mustang region's five VDCs. The transect lines lengths varied from 100 meter to 1000 meters. We were laid out 85 transect lines in Upper Mustang region for snow leopard survey which covered 49.6km. Altogether, 292 signs were recorded in the transect line. Scrapes were most common sign type (62%) in the survey area followed by feces (35%), pugmarks (1%) and urine spray (1%) (Table3).

Chhoser and Surkhang VDCs provided more snow leopards signs, 34% and 33%, respectively followed by the Ghami, Lomanthang Tsrang and Chhunup VDCs (fig4). However there is no significant difference in sign distribution/density throughout the study area ($\chi^2=22.25, p>0.05$).

We concluded that Chhoser and Surkhang VDCs provided prime habitat for snow leopard and maximum number of snow leopards were living in this area compared to others VDCs of Upper Mustang region.

On the basis of sign survey, we can estimate the population density of snow leopards guided by SLIMS (Hunter and Jackson 1996, Bajimaya 2001). According to this SLIMS guidelines, snow leopard density will be high if the signs density is more than 20 items per kilometer, medium if the signs density is 5-20 per kilometer and indicate low if the sign density is <5 per kilometers. Therefore there were 2-5 snow leopards per 100 km².



Fig3 Snow leopards in SNP

Table3 Sign density of Snow leopards

Survey VDCs	Transect (km)	Scrape	Feces	Pugmark	Spray/hair	Total	Mean sign scrape/km (all)/km	
Lo-manthang	7.2	24	11	3	2	47.2	6.56	3.33
Chhoser	11.4	53	36	1	0	101.4	8.89	4.65
Chhunup	2.9	11	5	0	0	18.9	6.52	3.79
Surkhang	16.8	51	28	1	1	97.8	5.82	3.04
Ghami	9.2	35	16	0	0	60.2	6.54	3.80
Tsrang	2.1	6	8	0	0	16.1	7.67	2.86
Total	49.6	180	104	5	3	292	5.89	3.63

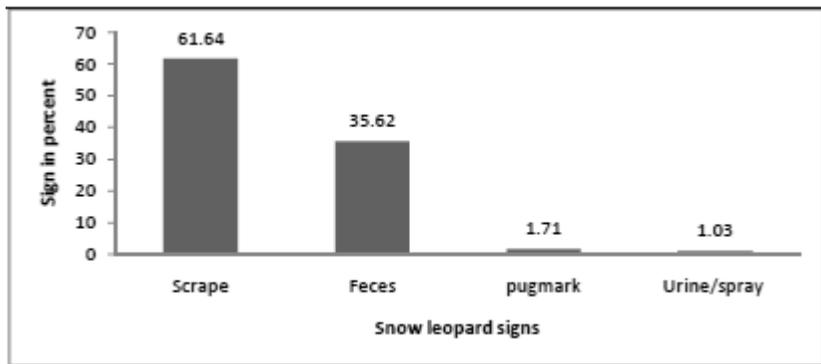


Fig4 Snow leopard sign density

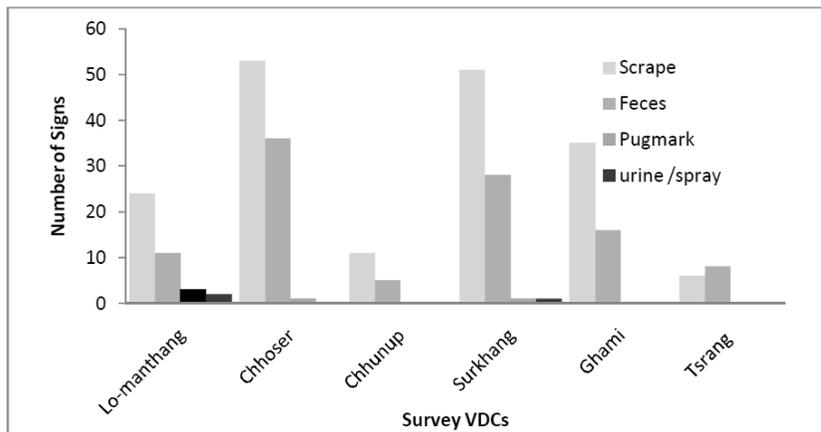


Fig5 Snow leopard sign density throughout the different area of Upper Mustang

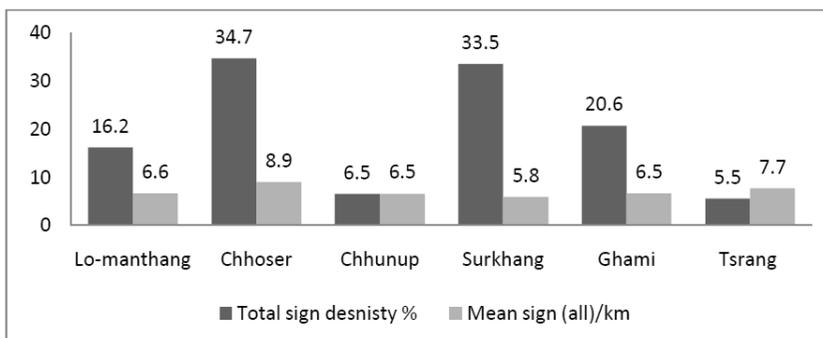


Fig6 Total and mean sign density of snow leopard in different area of Upper Mustang

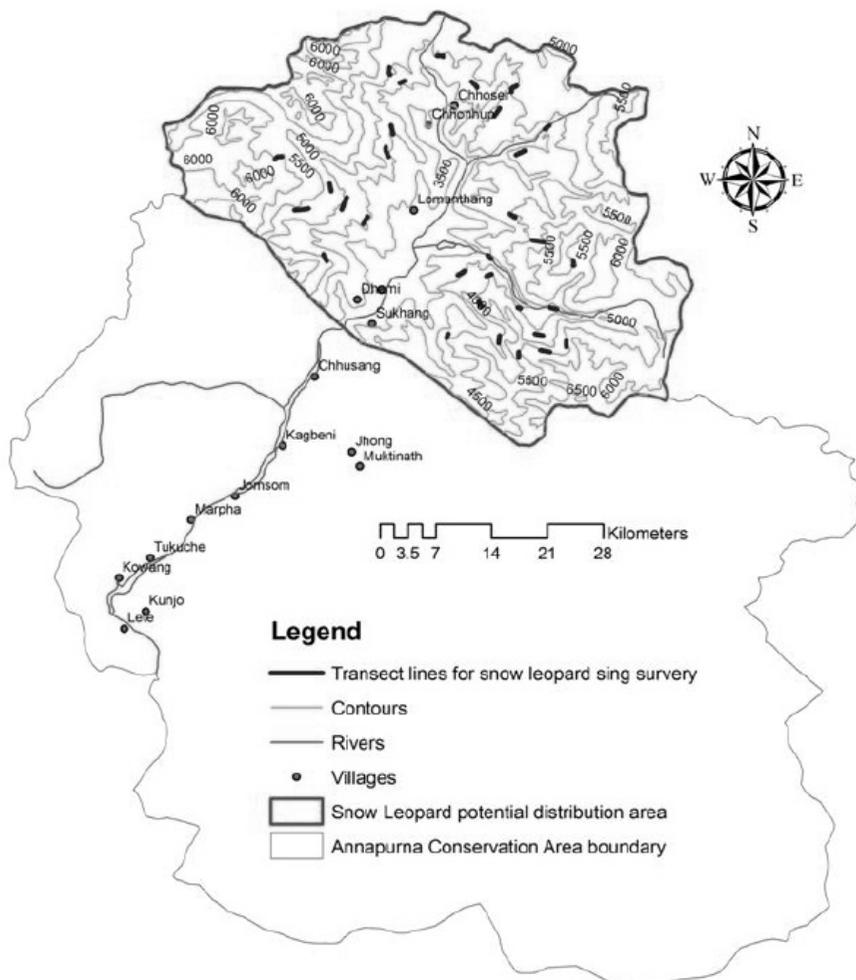


Fig7 Transect lines in study area



Photo1 Snow leopard signs

Habitat use/preference

Snow leopard mostly used the area between 3500 and 4500 meter in altitude. Thirty two percent was found in the area from 4001 to 4500 meter and 29% from 3501 to 4000 meter. This elevation was most used by snow leopards. There was significant difference in use of habitat, snow leopard preferred to use often 3500 and 4500 altitude ($\chi^2=0.001$, $p>0.05$) (fig9). Snow leopard mainly used slopes more than 40 degree (46%). Snow leopard used slope areas more of tey than plain area ($\chi^2=0.034$, $p>0.5$) (fig10). Snow leopard often used cliff area (34%), ridgeline (20%) and steam bed (18%). ($\chi^2=0.004$, $p> 0.05$) (fig11).

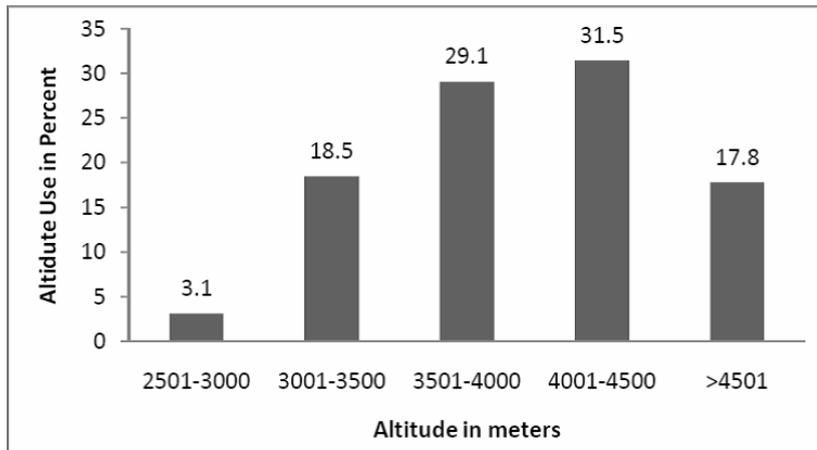


Fig8 Altitude used by snow leopards

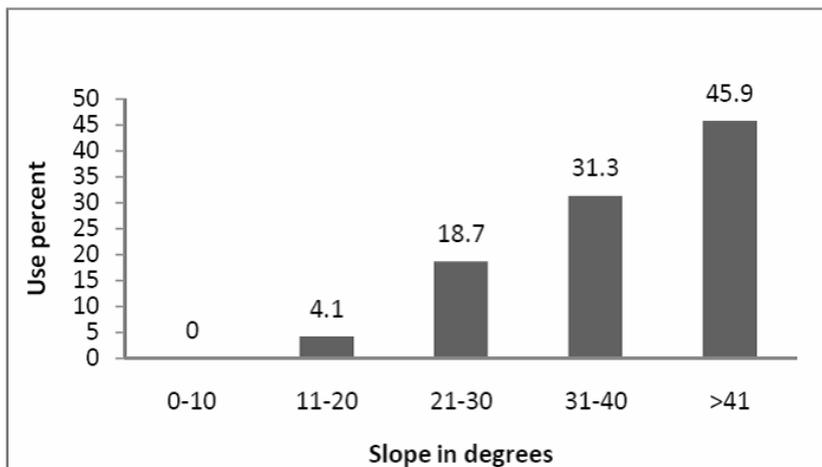


Fig9 Slope used by snow leopard

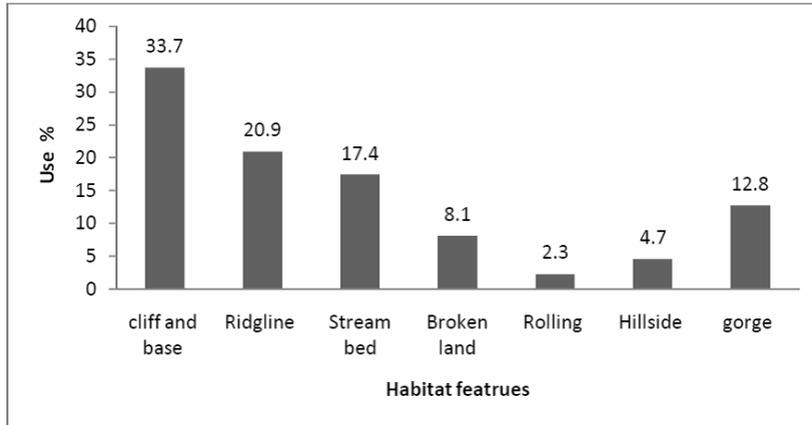


Fig10 Habitat used by snow leopards

Diet Composition of Snow Leopard *Uncia uncia*

Altogether we used 69 sample of scats for diet analysis of snow leopards. The frequencies of occurrence of each prey species in scats of snow leopard (Table4), were not significantly different ($\chi^2=0.032$, $p > 0.05$; $R^2=0.81$). On average, blue sheep was the most frequent (39.3%), and marmot (19.5%) was second position in diet of snow leopards' diet. Beside these snow leopards also consumed wild ass, pika. More important result is that 23% of snow leopards diet was covered by livestock (yak, goat, horse). Therefore, it also showed that there are high level of livestock depredation by snow leopards, conflict between human and snow leopards are increasing, and snow leopard conservation become more challenge.

Table4 Occurrences of prey species in scats (n= 69) of Snow leopards

Prey species	Frequency %
Blue sheep	38.1
Marmot	18.1
Wooly hare	2.6
Pika	6
Wild ass	2
Fox	1.7
tibetan antilops	1
Tibetan gazzle	2
Yak	9
goat	13
horse	2.3
birds	2.3
unidentify	1.9

Livestock depredation data and potential poaching activities through questioner survey

Local people in the Upper Mustang Region are primarily pastoralists and agriculturalists. Although predators (e.g. snow leopard, brown bear, lynx, wolf, and fox) have historically preyed on livestock in the area, local interviews from 2009 suggest that depredations are increasing. Local people stated that the culprits for a majority of these losses (>538 depredations) were snow leopards. They believe that because grasses and shrubs are no longer found in abundance at high elevation due to increased temperatures, blue sheep must forage on natural foods as well as agriculture found at lower elevations. As a result, blue sheep compete with local livestock and raid croplands near villages. This shift in blue sheep foraging ecology has also resulted in an increase in the number of livestock depredations. Evidence suggests snow leopards have expanded their ranges to lower elevations to feed on their primary food source, blue sheep. As a result of occupying lower elevations, snow leopards commonly prey on livestock. Currently, there is no alternative to the retaliatory killing of snow leopards in order to reduce future livestock losses. Therefore we should conduct conservation awareness program and livelihood support program to local people for conservation of snow leopard in wild.



Photo2 A goat attacked by snow leopards.

Conservation education tour for snow leopards habitat people for motivating them to conservation of snow leopards

Conservation education tour was organized for R.N School, Lomanthang, Upper Mustang students and local youth teacher for two days. Local students and teacher have vital role to society so to encourage conservation of snow leopards in local area, we organized the conservation education tour to motivate leading youth local teachers and student towards the conservation snow leopards. Altogether 51 students and teachers participated in the conservation tour. We arranged the program and support for their all expenses partly supported by ACAP. We visited them to Chitwan National Park with them and provide information how they were conserving wildlife and biodiversity of the region. They were interacted with local Eco-club and know how they are involving in local environment and wildlife conservation. We went to Chitwan National Park to see park management system, how they are managing tourism in the area. They learned lots of things and made their vision clear. They can use what they learned there in their local area for conservation of snow leopards and other animals.

Interaction with local people to know their attitude towards the snow leopards

To implement any conservation tools, first we should understand local people attitude, their feelings, local norms and values, so we started our activities to interact with local people from Chhoser VDC. We discussed with the group about their problem, their feelings towards the snow leopards. Local people are very upset with the snow leopards because of killing their livestock, so they are demanding support to protect their livestock with solar electric fencing. We talked with them on livestock insurance policy. They liked this idea and they wanted to implement the such program in local level. It would be effective for conservation of snow leopard. Local people even didn't know the legal status of the snow leopards and its importance in the ecosystem, so we were able to give insight about its value in maintaining high altitude ecosystem. They were also demanding high tech training for preparing yak milk processing and production of different product from milk and hair of livestock.



Fig11 R.N. Schools of Lo-manthangs during visit in Chitwan National Park



Fig12 Interaction meeting with local people

Snow Leopards Monitoring Workshops

The workshop was conducted in Lo-Managthang ACAP office. It was jointly organized by ACAP/Lomanathang, SLC and BRTF Nepal. We gathered local participants from all snow leopards distribution VDCs, especially herders who were directly affected by snow leopards. The main objectives of the workshop was as follows; snow leopard distribution and its impact to livestock, how to solve the conflict between snow leopards and local people, analysis of current situation and problem of snow leopard and livestock depredations. Finally local participant prepared their own action plan to implement the conservation of snow leopard and protection of their livestock from snow leopards.

Observation and Feedback from the workshop:

- 1) It is hardly possible to keep livestock and provide fodder to them without taking them to the pastures for further grazing, so, snow leopard kills their livestock.
- 2) There is scarcity of grass in the pasture.
- 3) The number of blue sheep seems increased because they often come down to the villages and destroy the crops.
- 4) The locals neither can protect their livestock and fields because they have no preventives.
- 5) Snow leopards often come to the corrals and kill huge number of sheep and goats; they seem to have no fear against the herders.
- 6) The related organizations like ACAP, SLC or the government level should address their problems.
- 7) The farmers or the herders should be provided with the financial and technical support to overcome the crisis.
- 8) The herders must be provided with insurance against their lost livestock.
- 9) Dhey in Surkhang VDC and Samjung in Chhoser area seem to be most affected by snow leopards and blue sheep.
- 10) Repair of previously constructed corrals and waterholes in many hotspots are needed.

Conservation education essay and art competition among the local student

Snow leopards conservation essay and art competition were conducted in Lomanthang and altogether 4 schools (Divya Deep Secondary School, Chhoshar; Rastriya Lower Secondary School, Lomanthang; Tsarang Lower Secondary School, Tsarang; Lo- Kunphen Aurbedic (Medical) School, Lomanthang; Mahakaruna Sakyapa Vidhyalaya, Lomanthang) . One day conservation education classes were conducted in for RN school of lomangthang, altogether 36 students were participated in the activities. The topic was given by the BRTF for essay and art competition. The topic was importance of snow leopards and your possible way of contribution to conservation in your area.

Poster publication:

Poster has published with the coordination of several snow leopard working organizations in Nepal. Altogether the 2000 pieces were printed and distributed to local level and international level to raise awareness for conservation of snow leopard in natural habitat. The poster size was 15 inches by 20 inches (fig 14) .

Acknowledgement

We thank National Trust for Nature Conservation/Annapurna Conservation Area Project for providing permission to conduct research.

I would like to express my special thanks to Prof. Shiro Kohshima (Kyoto University, Japan) for his support for this project in various ways.

We thank Mr. Narendra Lama, (Officer-Incharge of ACAP), Mr. Lal Bahadur Gurung (ACAP Director) for their support and encouragement.

We thank to Pro-Natura Fund, Japan for providing financial support for the project.

We would like to thank to Mr. Basu Dev Neupane (NRCA, NTNC) for plant identification, to Mr. Funjok Gurung, Mr. Shambhu Paudel and Mr. Bikash Adhikari for their support in field and lab work.

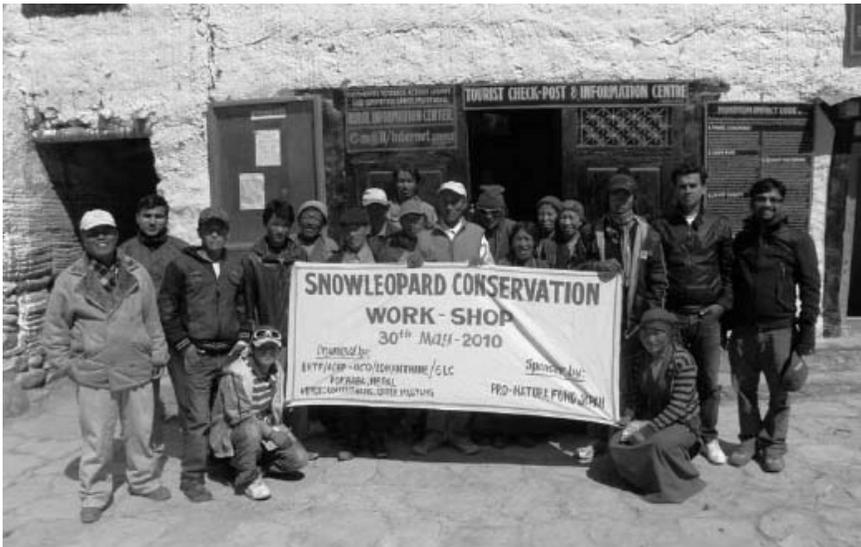


Fig13 Participants in the workshops



Photo3 Awarding Ceremony of the essay and art competition and conservation game organized in Lomanathang



Photo4 Conservation education activities in RN School

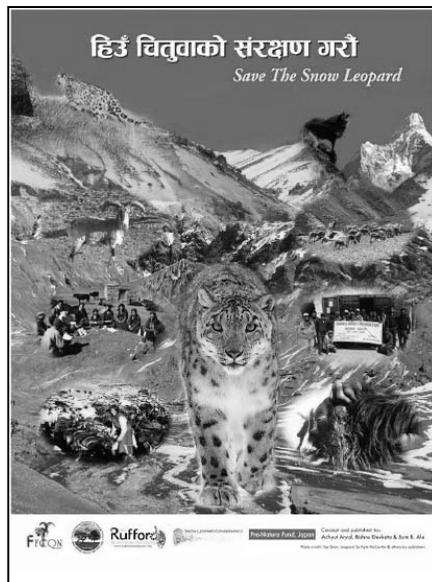


Fig14 Poster published during the project period

References

- Ahlborn, G. and Jackson, R.M. 1988. Marking in free-ranging snow leopards in west Nepal: a preliminary assessment. In: Proceedings 5th International Snow Leopard Symposium, ed. H. Freeman. International Snow Leopard Trust, Seattle and wildlife Institute of India. Dehradun, India: pp. 25-49.
- Chundawat, R.S. 1990. Habitat selection by a snow leopard in Hemis National Park. India. Int. Ped. Book of Snow leopards, 6: 85-92.
- Fox, J.L. 1994. Snow leopard conservation in the wild - a comprehensive perspective on a low density and highly fragmented population. In: Proceedings of the Seventh International Snow Leopard Symposium, eds. J.L. Fox and D. Jizeng: pp. 3-1.
- Fox, J.L. 1994. Snow leopard conservation in the wild - a comprehensive perspective on a low density and highly fragmented population. In: Proceedings of the Seventh International Snow Leopard Symposium, eds. J.L. Fox and D. Jizeng. Seattle, USA: pp. 3-15.
- Fox, J.L., Sinah, S.P., Chundawat, R.S. and Das, P.K. 1991. Status of the snow leopard in northern India. Biol. Conserv., 55: 283-298.
- Green, M.J.B. 1993. Nature reserves of the Himalaya and the mountains of Central Asia. IUCN, Cambridge and Gland.
- Grigione, M.M., Burman, P., Bleich, V.C. and Pierce, B.M. 1999. Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. Biol. Conserv., 88: 25-32.
- Hussain, S. 2003. The status of the snow leopard in Pakistan and its conflict with local farmers. Oryx 37: 26-33.
- Jackson, R. and Ahlborn, G. 1984. A preliminary habitat suitability model for the snow leopard, *Panthera uncia*, in West Nepal. Int. Ped. Book of Snow leopards, 4: 43-52.
- Jackson, R. and Hunter, D.O. 1996. Snow Leopard Survey and Conservation Handbook. International Snow Leopard Trust, Seattle, USA.
- Jackson, R. 1996. Home range, movements and habitat use of snow leopard in Nepal, PhD Thesis. Univ. London, London.
- Mallon, D. 1984. The snow leopard in Ladakh. Int. Ped. Book of Snow leopards 4: 23-37. Mallon, D. 1991. Status and conservation of large mammals in Ladakh. Biol. Conserv., 56: 101-119.
- McCarthy, T.M. 2000. Ecology and conservation of snow leopards, Gobi brown bears, and wild Bactrian camels in Mongolia. PhD Thesis. The University of Massachusetts, USA.
- Schaller, G. B. 1977. Mountain Monarchs: Wild Sheep and Goats of the Himalaya. The University of Chicago Press. Chicago.
- Schaller, G.B. 1998. Wildlife of the Tibetan Steppe. The University of Chicago Press. Chicago.
- Schaller, G.B., Junrang, R. and Mingjiang, Q. 1988. Status of the snow leopard in Qinghai and Gansu provinces, China. Biol. Conserv., 45: 179-194.



Photo5 Snow leopards habitat in Chhoser area



Photo6 Washing seats of snow leopard in lab



Photo7 Preparing slides of hairs

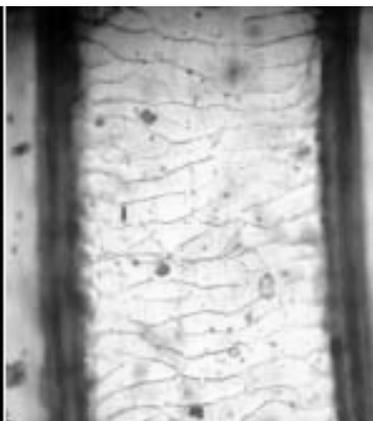


Photo8 Looking hairs structures through photo microscope fig. Cuticular structure of blue sheep

要約

ネパール、アンナプルナ保護区ムスタン地区における ユキヒョウ (*Uncia uncia*) の保護活動

京都大学野生動物研究センター

幸島 司郎

アジア高山域の代表的肉食動物であるユキヒョウ (*Uncia uncia*) は、絶滅の危機に瀕している絶滅危惧種であり、厳格な保護政策の対象とされているが、ネパールの代表的生息地であるアンナプルナ保護区のムスタン地区では、保護に必要な情報の欠如と家畜被害に対する報復的捕殺、密猟、過放牧による生息地破壊などによって、個体数が減少していると考えられる。そこで、ユキヒョウの個体数と分布、生息地選好など、この地域におけるユキヒョウの個体群保全に必要な情報を得ることを目的に、自動撮影や糞分析、環境分析を行なうとともに、密猟の危険がある地点のマッピングや家畜被害に関する調査を行った。

まだ途上であるが糞分析の結果、この地域のユキヒョウに最も多く利用されている餌生物はブルーシープ、ヒマラヤマーモットであり、次いでヒツジ、ヤギ、ヤクなどの家畜であることが明らかになってきた。また、ここでは家畜被害がユキヒョウと人間との軋轢を生み出す、重要な原因の一つであることがわかった。ユキヒョウの最も重要な餌生物であるブルーシープの個体群密度調査を行ったところ、上部ムスタン地区では計839頭が確認され、その個体群密度は0.43~0.99個体/Km²と推定された。これはネパール国内のブルーシープ分布域中で最も低い個体群密度であった。一方、標高の低いヤクカルカ地区では、計98頭が確認され、その個体群密度は2.09

個体/Km²と推定された。上部ムスタン地区では近年、毎年平均0.14°Cずつ平均最高気温が上昇しており、Samjung村 (標高4100m) とDye村 (標高3900m) が水不足のため村ごと移転するなど、気候変動による環境変化の影響が見られる。ブルーシープも、標高の高い地域では乾燥化によって食物となる草本が減少しているため、標高の低い地域に移動していると考えられる。したがって、それに伴ってユキヒョウも低地に移動するために、家畜被害など、人間との軋轢が増加している可能性がある。

これらの調査と同時に、地域住民のユキヒョウに関する正しい理解や保護の必要性の理解を深め、地域に根ざした住民参加型の保護活動を醸成するために、地域住民や学生をユキヒョウの調査に参加させ、将来、住民による個体群モニタリング調査を可能にするためのトレーニングを行なった。また、地域の学校にユキヒョウ保護のための「エコ・クラブ」を作り、保護教育に必要なポスターや冊子を作成・配布するなどの活動を行った。これらの調査と活動によって、この地域のユキヒョウ個体群の保全に必要な生態情報を得るとともに、住民の保全意識を向上させることができれば、地域に根ざした末長い保護活動の基盤となると期待できる。

Development and implementation of research-based techniques to suppress impact of fires on crane and stork habitats at Muraviovka Park, Amur Region, Russia Final Report on 2009-2010 activities to Pro Natura Fund (Japan)

Sergei M. Smirenski

Muraviovka Park for Sustainable Land Use (Amur Region, Russia)

Summary

Under 2008/2009 Pro Natura Foundation funding we discovered high dependence of crane and stork breeding success on surface water level and impact of fires. Under 2009/2010 funding we studied impact of prescribed burnings on breeding success of cranes and their habitats; determined optimal conditions, methods, and equipment for safe and efficient controlled burning; and raised public awareness about dangerous consequences of uncontrolled burning. Ongoing monitoring of weather parameters established correlations between these parameters and the occurrences of fires that allowed forecasting days with elevated fire danger and optimal days for controlled burning. Burned parts of wetlands serve as fire breaks and provide breeding habitats needed for some other rare birds and offer available food items to many birds. Legislation adjustment is crucial to define responsibility for fire safety in agriculture lands and exclude spring hunting near wetlands

important for endangered species. On-going research and tests will study impacts of wildfires and climate change. Regular prescribed burning schools for firefighters, farmers, and staff of nature protected territories will be organized. The project results will be disseminated and used in the Amur River Basin. The region government expressed intention to support further implementation of these research activities.

Project Implementation and Results

This project activities in 2009-2010 had set up and completed the field research designed to understand origin and impact of wild fires as well as to test new approaches for fire suppression that will increase breeding success of Red-crowned and White-naped Cranes and Oriental White Storks in the Muraviovka Park area.

1. Research

(1) Effects of grass fires on plants

By removing dead vegetation, which acts as an insulation layer above the soil, wildfire reduces above-ground biomass, increases the amount of solar radiation available for photosynthesis and faster growth of new biomass in spring. This is the main reason to burn hayfields and pastures for people in rural areas. Fire effects vary with vegetation communities, timing and frequency of burn, fuels, soil types, moisture conditions. Monitoring of burned and untouched plots located inside one type of grassland communities has shown that, if spring fires happen before the plants begin growing, the plants start reproduction earlier and grow faster in burned areas than in intact spots until their biomass has

reached the density of vegetation in untouched areas.

Fires also change species composition of grasslands and forests. The result depends on season/conditions and intensity of fires. In the southern part of Tambovka District in areas protected from wildfires the Japanese White Birch (*Betula platyphylla*) is more common than the Dahurian Birch. In areas that suffer from regular fires the Dahurian Birch (*B. dahurica*) is common and the Japanese White Birch is extremely rare because the Dahurian Birch has thick bark that make this tree more tolerant to fires. In 1984, when the Park was established, we found only 4 Japanese White Birches near the Headquarters. In 2010, after 15 years of fire suppression in the same places we registered 37 Japanese White Birches.

(2) Effects of grass fires on birds

During the first days after burning wetlands attracted many birds because it was easier to find food items in the areas where dead litter has been removed. In a while, however, such areas became less attractive as feeding habitats. Different species also demonstrated different preferences to burned and untouched wetlands as breeding and roosting sites (Table1). Bean and Whitefronted Geese during spring stopover in the Park used only burned areas as roosting sites. The Menzbier's Pipit *Anthus mezbiery (gustavi)* preferred burned areas as breeding habitats to untouched ones.

In the south of the Amur Region, wild fires destroy annually up to 90% nests, as well as some broods and even molting cranes, pheasants, quails, and ducks. Indirect impact of fires is elimination of dead grass that cranes need as camouflage around the nest during period of incubation. In May 2010 a major grassfire destroyed at least two nests of the Oriental White Stork and one nest of White-naped Cranes in the Park.

Table1 Number of birds per square kilometer in burned and untouched areas in April-May 2010

Species	First week after the fire		In two weeks after the	
	Burned	Untouched	Burned	Untouched
Bittern	0	<1	0	<1
Schrenk's Bittern	0	<1	0	2
Northern Lapwing	11	1	4	1
Pheasant	3	14	1	12
Quail	1	3	3	3
Kestrel	2	<1	<1	<1
Black Kite	1	<1	<1	<1
Rufous Turtle Dove	7	<1	4	<1
White Wagtail	13	0	0	0
Pechora and Red-	26	12	4	<1
Skylark	3	0	4	0
Dusky and Naumann's	52	3	3	3
Stonechat	12	1	3	4
Lanceolated Warbler	0	1	0	5
Pallas's Grasshopper	0	2	0	7
Common Crow	17	3	1	2
Common Magpie	19	1	2	3
Rook	12	0	<1	0
Gray Starling	6	1	4	1
Pallas's Reed and	14	2	<1	3
Yellow-breasted Bunting	0	0	1	4
Japanese Reed Bunting	0	2	0	3
Total	221	56	40	71

(3) Origin and scale of fires

Due to its climate and natural conditions, it is not a surprise that the Amur Region is the leader in number of wildfires and burned areas in Russia. An enormous amount of biomass of dead grass and legume is being created every summer that becomes perfect fuel for wildfires from September to mid June, when dry weather with strong gusty winds predominates in the region. In the fall wetlands freeze early and melt late in the spring. Human factor-deforestation, flood regulation and wetland reclamation, easy access to wetlands for people even during the fire alert period, added to the natural conditions, create favorable environment for ignition and spread of wildfires.

Fire promotes rapid release of nutrients tied up in above-ground biomass rather than slow release through decaying process. So farmers also burn hay fields and pastures trying to clean the fields from dead grass.

Fig. 1. Farmers continue using bailers in their harvesters, storing piles of straw close to field edges and then burning them during dry and windy days.

Fires easily spread to surrounding grasslands and wetlands with no one trying to stop them. Due to strong winds that prevail in spring and fall in the Amur Region ashes are blown away. As a result crop fields, hay fields and pastures lose organic matters and farmers need to spent funds to restore soil fertility. The Park uses straw mulching equipment in its fields that removes the fuel and returns nutrients to the soil.



Fig1 Bails of straw get burned soon after the harvest.

(4) Official techniques of fire suppression in the Amur Region

For many decades the Amur Region government, as well as regional governments all over Russia, has been following the same routine: they would announce a certain day in April and in October, after or before which controlled burnings are banned in the entire region. Such regulation did not and could not produce practical results because it ignores existed sharp differences in microclimatic conditions between districts inside the Region, as well as during different hours of the day in the same area. On the other hand, since the law enforcement is mostly on paper, arsonists do not pay attention to these restrictions.

Another problem is that all governmental measures and funds are devoted to fight forest fires while grass fires have been traditionally ignored as insignificant. Only in the last decade, when over 500 houses and buildings were lost in open areas, the regional government has begun to notice grass fires. Reactive approach is low efficient because a grassfire builds up its power within minutes and it take hours to bring a team of firefighters to the fire site. In most cases firefighters could not stop a fire until it had been suppressed by heavy rains or snow, or stopped at river shores or other

natural firebreaks. Even today it is very difficult to get any financial, logistic or organizational support for fire prevention, and there are no specialists trained to fight and prevent grass fires.

The policy of State Nature Reserves and Game Refuges is to exclude any fires in grasslands by developing wide firebreaks around protected territories. This is extremely costly and proved to be effective only during rare rainy years. Besides, after fires were prevented during one year or even one season, biomass of dead grass quickly accumulates and next fires produce more catastrophic impact. In spite of all these facts, governmental agencies responsible for natural protected territories strongly oppose to any attempts to use prescribed burning as a tool to suppress wild fires.

2. Project workplan, implementation, and results

Through analysis and personal long-term involvement in fire suppression we found out those reactive measures are inefficient. They fail environment and economy from huge damages.

Taking into account that there is no silver bullet (a single activity cannot solve this problem), we developed a comprehensive workplan to diminish negative impact of grass fires on endangered birds and their habitats. Proactive measures included the following activities.

(1) Conducting biannual prescribed burnings in crane habitats

The first prescribed burning under this project was conducted on November 1, 2009. I noticed that during two days after a snowfall on October 29, some types of vegetations kept moisture and some already became dry. All my attempts to ignite wet grass fires failed but dry grass burned well that allowed me within two hours develop three parallel stripes of fire breaks 20-40 m wide (Fig2). These fire breaks played a key role in spring of 2010. When the legal 6 season for prescribed burning was closed, local farmers began burning straw in their fields on the border with the Park. On 2 May, with the first gusty and strong winds, the fire was started near the road Muraviovka-Korfovo in south-west corner of the Park. During the next 1.5 hours the fire was rushing straight north (Fig3), soon reaching the village of Dukhovskoye. Then in less than 30 seconds the wind turned by 90 degrees and a front of flame ~14 km wide began roaring east. It crossed over 4 km of wetlands in 15 minutes.



Fig2 Firebreaks developed by prescribed burning in November 2009 saved the Headquarters and crane breeding sites from wild fire in May 2010.



Fig3 Catastrophic wild fire, mid day of May 2, 2010.

Thanks to the three firebreaks made in November 2009 and the heroic efforts of staff members of the Park and firefighters (Fig4 and 5), the fire was stopped in few meters from the Park's buildings (headquarters and the campgrounds with cabins).

The fire engulfed over 90% of the old grass in the Park, destroying two nests of Oriental White Storks that we know of and one nest of the White-naped Crane. Nevertheless, several small grassy patches in the middle of the fire storm remained intact and were used by two pairs of Redcrowned and by four pairs of White-naped Cranes to build their nests. In mid October 2010 we conducted several prescribed burnings to determine optimal nature conditions for this activity (Fig6).

During three attempts I had to work alone and was able to create only a small firebreak (total length of 300 meters, with 20-30 meter width) because the grass was not yet dry enough to burn. I had a helper for the fourth burning. I failed to notice that during that night there was a frost that dried the grass. That was a big mistake since within few minutes the flames went out of control. With the help of staff and the fire team from Muraviovka village we were able to contain the fire and develop a fire break in wetlands south from the headquarters to the road Muraviovka- Korfovo. It created an excellent mosaic of big "islands" of untouched grass surrounded by wide belts of burned wetlands. These islands are now well protected from the next spring wildfires. Because the surface water this fall was deeper than in any of the last 8 years, this area should be very good for cranes and other waterbirds in 2011.

(2) Determining conditions for safe and efficient prescribed burning

Prescribed burning is a brand-new method of fire suppression for Russia. We do not have any manuals or other information for conducting safe burnings so we used the techniques that I observed at the International Crane Foundation. To monitor air temperatures, relative humidity, wind speed and direction, atmospheric stability we used the weather station purchased with Pro Natura's support in 2009. We also studied land topography and the behavior of fire during our controlled burnings.

We found that:

- 1) 50% relative humidity (RH) was the optimal condition to conduct a prescribed burning ;
- 2) Safe prescribed burning can be conducted when air temperatures are below 100C°.
- 3) Fire can be contained when the wind speed is low, around 1-5 meters per second; With the higher wind speed it is easy to lose control of the burning, and with the lower speed the direction in which the fire would spread becomes unpredictable ;
- 4) Late afternoon and evening are the best times for burning because RH is high and growing, wind speed and temperature are going down.

We are planning to conduct a comprehensive research on optimal conditions for prescribed burning in the Park area during the next several years.

(3) Introducing affordable and efficient fire equipment and tools

During many years of fire suppression activities we determined that some pieces of equipment used in the Amur Region should be replaced and some should be added to the arsenal of local firefighters. Plastic water pumps for backpack fire extinguishers manufactured in Russia often break down during the first hours of their use in the midst of fire that creates a life threat situation for firefighters. Brass pumps that I purchased in the US had are sturdy and easy to clean during the fire (Fig7) and they served us well for many years. At first, the local firefighters did not even want to

test these pumps because they are heavier than the plastic ones. This year, helping us to fight the huge May fire, they have finally discovered the benefits of this pump and asked to bring more of them. Therefore Muraviovka Park used the grant from Pro Natura to purchase in USA 26 brass pumps, carry them to Moscow by plane in checked-in luggage, and ship by freight train to Blagoveshchensk. Then we donated 23 pumps to the Fire Department of the Regional Forest Service (Fig8), whose help in prescribed burnings and firefighting is crucial to the Park.

The Park also introduced the Amur Region Fire Department to the drip torches that allow igniting the fire quickly wherever and whenever needed. It is very difficult to develop initial firebreak stripe in wetlands with tall grasses. For these purpose the Park purchased, with co-financing from Pro Natura grant, rotor discs (Fig9) developed by the Institute for Agriculture Mechanics in Blagoveshchensk. We used it in early spring when wetlands are still frozen.

Rotor discs demolished the dead grass on the surface without damaging soil or plants.

Communication was a big problem in the Amur Region for a long time that made it extremely difficult to inform the firefighter team about an approaching fire. Recently a telephone tower was installed in Muraviovka village that improved the situation. With support from Pro Natura we purchased regular cell phones that allow us to keep good communication between staff members of the Park, firefighters, and the local officials. It helped us coordinate prescribed burnings and timely inform fire department about wild fires that happened in the Park and its vicinity.



Fig4 Firefighter from Muraviovka village helps to stop wild fire.



Fig5 Firefighter from Muraviovka village helps to stop wild fire.



Fig6 Park staff use prescribed burning to make firebreaks.



Fig7 Brass water pump.



Fig8 Official presentation of donating a suitcase full of brass water pump to the Head of the Amur Region Forest Service.



Fig9 Tractor with rotor discs is developing a firebreak.

(4) Demonstrating economical benefit of sustainable agriculture

The Park uses equipment that mulch straw into small pieces and disperses it during the harvest. Environmental benefit from this practice is obvious. It improved air quality and diminished soil and water pollution. Crop fields of the Park work like wide fire breaks and protect wetlands from fires started by neighbors. But there is also an economic benefit from this practice. In 5-7 years the organic leftovers become fully decomposed and add nutrients to the soil. So even without use of fertilizers soil fertility in the Park is growing.

For many years local farmers were very skeptical about this practice but in time they learned that the Park crop production is growing and for small grain it is close to those co-ops that heavily use costly mineral fertilizers. As a result, number of co-ops that replace bailers by mulching equipment is growing every year.

(5) Eliminating epicenter of poaching, disturbance, and wild fires

In the middle of Muraviovka Park wetlands, there is a chunk of slightly elevated arable land surrounded by crane breeding and roosting habitats (Fig10) .

During the last 20 years, this land had changed hands multiple times and lay abandoned and covered by dense weeds for years. As a result, wildfires often originated from these former crop fields and spread to wetlands.

Poachers could easily walk into the middle of the Park's wetlands through this grassy dry area and the Park did not have any legal rights to ban their access.

Poachers use ranger stations as fortresses where they can hide from the public eyes (Fig11) .

A plan to build a ranger station on this chunk of land would only aggravate the problem since it would become, in fact, a hunters' lodge. The Park did not give its approval to this project. In 2009, this agency tried to take ownership over these lands that were abandoned by a co-op. But the Regional government rented out 514 hectares for 49 years to the Park at the eve of 2010. The poachers were very angry and did not like to accept it. Through an individual farmer they initiated an appeal to the government to gain 35 hectares of land by a lake as a way to sneak inside the Park. Although the farmer could not provide any legal documents to prove his ownership, another governmental agency was aggressively lobbying for his (actually poachers') interests. As a result all of us spent a substantial amount of time collecting documents, meeting with lawyers, and preparing for the court hearing. Finally the court rejected the appeal and confirmed lease of the

land by Park. It was a great victory for crane conservation and the first precedent in Russia when the government and the court sided with an NGO's against a governmental agency.

In late 2009, we received another Christmas gift: the Amur Region House of Representatives on their own initiative had exempted the Park from 98% of our land lease taxes! It saved us funds for wildlife conservation and public education.

Because the Russian laws require that arable lands are used exclusively for agricultural purposes, and the Park has a shortage of funds, machinery, and farmhands we developed an Agreement on Cooperation with the Amur Institute of Agriculture Mechanics. Staff of the Institute will test new environmentally-friendly methods of farming using the Park's fields, sharing the profit of crop sales with the Park.



Fig10 Map of the Park with shadowed areas (over 500 hectares) that were leased to the Park in December 2009.



Fig11 Poachers use ranger stations as fortresses where they can hide from the public eyes.

(6) Conducting public education and public awareness program

Climate, water, fire, endangered birds and people were in focus of our diverse education activities in 2009-2010.

Presentations and classes. During the project period, we gave 18 presentations in three districts in the Amur Region for over 350 schoolchildren (Fig12) , seminars for over 40 students of Moscow and Wisconsin State Universities, classes for over 100 participants of summer camps at Muraviovka Park (Fig13 and 14) and at Zeyski State Nature Reserve, and classes for over 230 social orphans at summer camp in Belogorski District of the Amur Region.

Nature tourism for education. Muraviovka Park is a pioneer in nature tourism in the Amur Region, hosting a growing number of visitors from Russia and abroad. Park annually organizes special days such as Crane Festival, Day of Wetlands, Birds of Prey Festival, etc. and during the project term gave presentations about negative impacts of wildfires to over 1,500 visitors. The 12 Park's exposition at the Amur Expo Forum, June 2010. Oleg Kozhemyako, Governor and Victor Logachiov, Deputy Chairman, House of Representatives of the Amur Region (in the center and on the right), highlighted Muraviovka Park role in nature tourism (Fig15). In 2010, we have also organized the first nature tour at the Park for blind and visually impaired people (Fig16).

Art contests.

A children art contest “Prevent the Fire” was organized in the Amur Region and the winners of the contest (Fig17) received awards from the Park and the Fire Department (gifts and free of charge participation in the Park's summer camp).

Mass media.

Twenty three interviews about wildfires; their causes, and their impact on endangered birds, as well as human health and the economy, were aired (Fig18) through regional and national mass media; also see attached copies of publications. Enormous damage to wetlands and cranes caused by fires touched the hearts of a wide variety of people. A zookeeper from Seattle, an entomologist from Moscow, a manager of a Chinese Ecotourism Company, and a school principal from the Amur Region sent their personal donations to the Park to be used for reforestation and fire suppression programs.



Fig12 Presentation about impact of fires in a rural school in Tambovka District.



Fig13 Class at a summer environmental camp in Muraviovka Park, June 2010.



Fig14 Educators and students from Amur and Khabarovsk Regions of Russia and from USA at summer camp 2010.



Fig15 Oleg Kozhemyako , Governor and Victor Logachiov, Deputy Chairman, House of Representatives of the Amur Region (in the center), Sergei Smirenski and Marina Kolodina, Director of the Park (on the left) near Muraviovka Park exposition at the Amur Expo Forum, June 2010.



Fig16 Field identification of trees during the first birding tour for blind and visually impaired.



Fig17 An art work from the children contest "Prevent the fire".



Fig18 Marina Kolodina gives interview to the Amur Region TV.

(7) Developing involvement of local and international communities, governmental agencies and experts.

Workshops. The international symposium was organized May to 3 June 2010 by ICF and Muraviovka Park in cooperation with the Wetlands International - IUCN SSC Crane Specialist Group (SG) and the Amur Region Government. The workshop examined two issues vitally important to cranes in general and to the Red-crowned Crane in particular: cranes and agriculture, and the impacts of climate variability and change on cranes and wetlands. The themes were global in scope. Overall, around 50 experts represented over 31 federal, state and public agencies and non-governmental organizations from 14 countries and all five "crane" continents: Australia, Canada, China, France, Germany, Hungary, Israel, Japan, Russia, the Netherlands, South Africa, South Korea, Sweden, and USA participated in the workshop. Natalia Pugachiova, Senator of the National Parliament, Sergei Smirenski and Yuri Privalov, Minister of Natural Resources of the Amur Region (Fig19) participated in the first day of the workshop and in the press conference in Blagoveshchensk (Fig20 and 21). On the last day of the workshop, at a press conference hosted by the Amur Fair the participants shared examples of wetland management and successful solutions for conflicts between wildlife and farmers in different countries. A booklet of 30 paper abstracts was prepared for the workshop.

We also gave presentation at International seminar in EtnoMir in Kaluga Region for over 50 participants, and for more than 70 participants of Russian American Pacific Partnership at 15th Anniversary Annual Meeting, in Portland, Oregon, USA.

Donation of water pumps. In late October at a public ceremony the Park donated 21 brass water pumps for back packs fire extinguishers to the Amur Region Forest Service (see also paragraph 2.3.). These excellent heavy-duty pumps that are not available in Russia we brought from USA to Moscow in late September and shipped by freight train to Blagoveshchensk. The Forest Service officials were extremely pleased and distributed the pumps among the region fire fighter teams. This event was well covered by the Regional TV, radio, and newspapers and all mass media highlighted the initiative and activities of Muraviovka Park in proactive approaches to fire prevention and suppression to protect the endangered species.

During the fire suppression we had experienced difficulties due to the staff shortage. This donation helped the Park to solve this problem. In return of donation of water pumps the firefighters from Muraviovka village helped us free of charge to fight the catastrophic May fire and conduct prescribed burnings in 2010; the Amur Fire Department is now eager to help us with prescribed burning in 2011.

Reforestation. Over 200 students from schools in Sadovoye, Muraviovka, Kuropatino, Kozmodemyanovka, Lermontovka (Tambovka District), Verkhnya and Srednaya Poltavka (Konstantinovka District) and the city of Blagoveshchensk participated in reforestation and planted in May, 2010 over 300 trees (Fig22, 23).

Meetings with officials. Problem of fires and necessity to introduce prescribed burning was discussed with a State Senator from the Amur Region, the Deputy Governor of the Amur Region, the Minister of Natural Resources, the Minister of Agriculture, the Director if the Amur Forest Service, and the Head of Tambovka District Branch of the Amur Ministry of Emergencies. All these meetings were quite productive and we are confident that we will have good cooperation with all of the above.



Fig19 Natalia Pugachiova, Senator of the National Parliament, Sergei Smirenski and Yuri Privalov, Minister of Natural Resources of the Amur Region during the opening ceremony of the international symposium “Climate-Cranes-People” at the Park’s nature center, May 2010.



Fig20 Press-conference with the participants of the symposium in Blagoveshchensk: From left to right: Roger Jaensh, Coordinator, East Asian-Australasian partnership, Rich Beilfuss, President, International Crane Foundation (ICF), and Elena Smirenski, Program Assistant, ICF.



Fig21 At press-conference in Blagoveshchensk, June, 2010.



Fig22 Marina Kolodina and schoolchildren during reforestation after the catastrophic fire, May, 2010.



Fig23 Schoolchildren during reforestation after the catastrophic fire, May, 2010.

3. Conclusions

The analysis of data collected during the project, as well as studies of the history of wildfires and fire suppression in the Amur Region had revealed that:

- (1) Reactive measures cannot guarantee full protection to wetlands from uncontrolled grass fires;
- (2) Successful protection from wildfires of wetlands without biannual controlled burnings lead to accumulation of enormous amount of bio fuel and increase threat of catastrophic fires;
- (3) Proactive measures that include a combination of prescribed mosaic burnings and prevention of wildfires exclude catastrophic fires and create safe breeding sites for cranes and other waterbirds;
- (4) Burned parts of wetlands serve not only as fire breaks but provide breeding habitats needed for some other rare birds as well as offer available food items for many birds;
- (5) Regular prescribed burning schools for firefighters, farmhands, staff of nature protected territories should be organized;
- (6) Relatively low cost brass pumps and drip torches could significantly increase efficiency and safety of fire fighters;
- (7) Appropriate conditions for prescribed burnings should be determined for each particular crane habitat;
- (8) Development of new legislation that will determine responsibility for fire safety in agriculture lands as well as exclude spring hunting near wetlands that important for endangered species should be lobbied for.

4. Sustainability of the Project

The Park will continue research and tests of fire suppression practices in the following years even after the completion of the activities under the Pro Natura project work plan.

The Amur Region Fire Department had already proposed cooperation with Muraviovka Park and asked us to organize training in prescribed burning for firefighters. Originally we planned to conduct, with support from the Trust for Mutual Understanding, training workshops in the Amur Region in 2012, but because the problem is so urgent we are aiming now for earlier dates. Jeb Barzen, Director of the Field Ecology Department of ICF had agreed to come to the Park in spring 2011. We hope to get Lufthansa support for his travel from USA to Moscow, with the Amur Region government supporting his travel expenses from Moscow to Blagoveshchensk as well as expenses at the Park for the workshop leader and participants from the Amur Region.

During this training workshop its students (local firefighters) will be conducting the actual prescribed burning of crane habitats in the Park. It will save us substantial expenses and time and will allow protecting much larger area of wetlands from wild fires. We will discuss and decide on the program and dates for this workshop in December.

Fire studies and management of crane habitats will be a part of the Comprehensive Conservation Plan that will begin in 2011 with support from Trust for Mutual Understanding, International Crane Foundation, USA, and the Amur Ministry of Natural Resources.

Thanks to the Pro Natura grants in 2008 and 2009, the proactive approaches in wetland management have been initiated in the Amur Region.

Participants of the Project: S.M.Smirenski, M.V.Kolodina, S.A.Kazachinskaya, S.M.Yakovenko, N.E.Tihutin, A.I.Kolotyj, V.K.Ignatov, G.Nosachenko and A.E.Varlamov.