

## 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16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16期は厳正な審査の結果、国内外24の団体・個人に、2005年10月より2006年9月までの1年間（長期事業助成の3団体については2007年9月までの2年間）助成を行いました。第16期までに助成した事業は、国内外あわせて320件を超え、助成総額は3億6千万円を越えました。

本報告書は、2005年度（第16期）の長期事業助成の3案件を除く、21案件の助成成果と、2004年度（第15期）の長期事業助成3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。

2007年11月

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 奥富 清

# 目 次

## はじめに

### プロ・ナトゥーラ・ファンド<第16期助成>

第16期助成の概要	1
第16期助成先一覧	2

## 国内研究助成

過去25年間の日光戦場ヶ原湿原周縁部における植生変化追跡	3
奄美諸島固有種オットンガエルの保全生態学的研究 (継続)	17
島根県大橋川の汽水環境の保全に関する研究	25
分断景観におけるササの分布拡大が林床草本の種多様性に与える影響	35
四国におけるアライグマの生息状況把握調査	43
放浪種ツヤオオズアリが在来アリ群集に及ぼす影響 ～海洋島における影響評価～	49
関東に生息するカワウの年齢構成および若齢個体の分散調査	55
地域に根ざしたケラマジカの持続的保全 一島の子ども達とともに	63

## 国内活動助成

「坊ガツル」(ラムサール条約新指定地)の自然環境の現況評価とオーバーユース対策	71
淡水性カメ類の保護 ー都市河川における試みー	75
国立公園大山蒜山地域における草原生態系の復元	83
住民参加型のシシ垣遺構調査と現代的意義を考える	85
幼児と自然ティーチャーズガイドの作成	87
仙台産アカヒレタビラ個体群の保護増殖ならびに教育現場との連携による新規生息地の開発	93

## 国内長期事業助成 (第15期)

北上山地中・北部に残存する中間温帯性自然林の分布と特性	97
北方四島における生態系保全と一次産業の共生に関するモデル形成 ー北方四島生物圏の継続可能なシステムの構築ー	107
栗駒国定公園(山形県内区域)公園計画の立案	121

## 海外助成

Distribution of Large- and medium-sized Mammals in Sumatra Island, Indonesia	131
Restauracion de las comunidades de <i>puya raimondii</i> en los andes	143
Structure and dynamics of mid-montane moist evergreen broad-leaved forests on subtropical mountains, Ailaoshan and Gaoligongshan, Yunnan, China, and the relationship between the forests and the people, with a view to future sustainability	153
Asian elephants in human-dominated landscapes:rogue crop predators, kind seed drivers	177
パラオ共和国のマングローブ植生と保全の必要性	187
The patrol for the conservation of orangutan habitats and the distribution of orangutan nests in Kutai National Park, East Kalimantan, Indonesia	193
Human-wildlife conflict in the north of Odzala National Park, Republic of Congo	201

プロ・ナトゥーラ・ファンド

第16期助成

## 第16期助成の概要

2005年度（第16期）は、第15期と同じく国内助成の「研究助成」・「活動助成」および「海外助成」に加え、「長期事業助成」の4つの枠組みで助成を実施しました。

公募は、これら4つの区分で2005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による審査委員会の審査を経て、10月に助成対象事業を決定しました。

応募総数は国内・海外あわせて96件と過去最多の案件数で、次項の一覧のように国内研究助成8件、国内活動助成6件、国内長期事業助成3件、海外助成7件、計24件に助成を行いました。第16期の継続助成案件は、研究助成で1件、海外助成で1件、併せて2件で、助成総額は2500万円でした。

第16期の国内助成では、アライグマ、ツヤオオズアリ、ミシシippアカミミガメなど、外来種問題に関わる案件が多く、また子供達への環境教育に関わる冊子の作成や希少種の保護といった活動も取り上げられました。

海外助成は非常にレベルが高く、7案件と1999年と同じく過去最大の案件数となり、昨年に引き続きアジア地域のほか、アフリカのコンゴやオセアニアのパラオなど、これまでに助成の実績の少ない地域への助成を行いました。それぞれの助成事業ではすばらしい成果が得られ、特にコンゴ共和国オザラ国立公園での野生生物と人間の共存のための調査研究事業については、重要性の高さから2006年度（第17期）も継続助成を行っています。

なお、本報告書には第16期に助成した事業のうち、長期事業助成3案件を除く全ての成果と、第15期に助成した長期事業助成3案件の成果を掲載しました。

（第16期長期事業助成3案件の成果については、第17期助成成果報告書に掲載の予定です）

# 2005年度（第16期）P.N.ファンド助成先一覧

(万円)

No.	タイトル	グループ名・申請者名	代表者名・推薦者名	助成額
<b>国内研究助成</b>				
1	過去25年間の日光戦場ヶ原湿原周縁部における植生変化追跡	日光戦場ヶ原湿原植生変化追跡プロジェクト	福島 司	92
2	奄美諸島固有種オットングエルの保全生態学的研究	奄美両生類研究会	亘 悠哉	86
3	島根県大橋川の汽水環境の保全に関する研究	大橋川の汽水環境を調べる会	倉田 健悟	100
4	分断景観におけるササの分布拡大が林床草本の種多様性に与える影響	帯広孤立林研究グループ	紺野 康夫	100
5	四国におけるアライグマの生息状況把握調査	NPO法人 四国自然史科学研究センター	谷地森 秀二	80
6	放浪種ツヤオズアリが在来アリ群集に及ぼす影響～海洋島における影響評価～	ツヤオズアリ影響評価グループ	大西 一志	70
7	関東に生息するカワウの年齢構成および若齢個体の分散調査	NPO法人 バードリサーチ カワウプロジェクトチーム	加藤 ななえ	94
8	地域に根ざしたケラマジカの持続的保全一島の子ども達とともに	ケラマジカリサーチグループ	遠藤 晃	90

国内研究助成 8件 小計 712

<b>国内活動助成</b>				
1	「坊ガツル」(ラムサール条約新指定地)の自然環境の現況評価とオーバーユース対策	NPO法人 おおいた生物多様性保全センター	足立 高行	60
2	淡水性のカメ類(在来種)の保護	和亀保護の会	西堀 智子	48
3	国立公園大山蒜山地域における草原生態系の復元	晴れの国野生生物研究会	谷 幸三	80
4	住民参加型のシン垣遺構調査と現代的意義を考える	シン垣ネットワーク	高橋 春成	65
5	幼児と自然ティーチャーズガイドの作成	幼児と自然ネットワーク	井上 美智子	70
6	仙台産アカヒレタビラ個体群の保護増殖ならびに教育現場との連携による新規生息地の開発	宮城県淡水魚類研究会	棟方 有宗	91

国内活動助成 6件 小計 414

<b>国内長期事業助成</b>				
1	中長期開門調査に向けた諫早湾干拓堤防周辺海域の採泥・採水調査	諫早湾保全生態学研究グループ	佐藤 慎一	200
2	南大東島に隔離分布するダイウコノハズクの鳴き声を用いた個体識別と個体群動態の解明	ダイウコノハズク保全研究グループ	高木 昌興	169
3	サンルダム建設が天塩川水系における水環境と水生生物に与える影響の評価	天塩川の自然を考える会	宮田 修	200

国内長期事業助成 3件 小計 569

<b>海外助成</b>				
1	スマトラ島における現生中大型哺乳類の分布現状およびその歴史の変遷に関する調査研究	Amsir Bakar	渡邊 邦夫	120
2	アンデスに生育するプヤ・ライモンディ群落の復元	Mery Luz Suni	増沢 武弘	120
3	中国雲南省亜熱帯地域のMt. Ailao, Mt. Gaoligong における湿潤山地常緑広葉樹原生林の個体群構造、多様性および動態～保護への指針として～	唐 勤	北澤 哲弥	130
4	スリランカ南東部におけるオスのアジアゾウの行動と被害に関する研究	Mahinda Rupasinghe	長谷川 寿一	100
5	パラオ国ングレドウ保全地区のマングローブ林の調査と普及啓発活動のための木道の設置	Alma Ridep-Morris	馬場 繁幸	130
6	野生オランウータン生息地における住民参加の森林パトロール活動と動態調査	Mr.Johansyah Nasucha	鈴木 晃	100
7	コンゴ共和国オザラ国立公園北部における野生生物と人間の共存のための調査研究	萩原 幹子	小林 俊介	105

海外助成 7件 小計 805

<b>助成金総額</b>				2500
--------------	--	--	--	------

## 過去25年間の日光戦場ヶ原湿原周縁部における植生変化追跡

日光戦場ヶ原湿原植生変化追跡プロジェクト  
福嶋 司<sup>1)</sup>・吉川 正人<sup>1)</sup>・谷川 敦子<sup>1)</sup>・奈良 遥<sup>1)</sup>

Study on vegetation change in the periphery of the Senjogahara Moor in the last 25 years

Monitoring research project for the Senjogahara Moor vegetation  
Tukasa Hukusima, Masato Yoshikawa, Atsuko Tanigawa and Haruka Nara

奥日光の戦場ヶ原湿原周辺部において、過去約25年間の植生変化を追跡調査した。湿原全体の現存植生図の作成、湿原周縁部に設置した5ヶ所の帯状区の再調査、および逆川からの土砂流入域に設置した6.3haの固定調査区の再調査を行い、1980年代の調査結果と比較した。植生図の比較から、特に湿原北部で樹林化の進行が認められた。5ヶ所の帯状区では、シカの食害の影響により林縁低木群落の衰退が顕著であり、シカの不嗜好性植物が増加していた。逆川からの土砂流入域の調査区では、ズミ林が発達して湿原方向に拡大するとともに、砂防施設の完成以後、土砂供給がほぼ停止したことにより、シラカンバ、カラマツの個体数も増加し、高木林化が進んでいた。

### 1. はじめに

栃木県奥日光の戦場ヶ原湿原は本州有数の面積を持つ湿原であり、高層～低層湿原の多様な植物群落が生育している。2005年にはラムサール条約にも登録され、国際的にも貴重な生態系として重要視されるようになった。しかし戦場ヶ原ではさまざまな要因による湿原生態系の変質が生じている。戦後、湿原をカラマツの造林地とするために掘られた排水路が現在も残っており、ここから湿原東側を流れる湯川への地下水の流出が湿原の乾燥化を促進している。また湿原北東部の逆川流入域では、これまで繰り返し土砂流入が起り、湿原植生を埋没させてきた。1995年に上流部の砂防堰が完成したことで現在では土砂流入は停止しているが、その堆積地では現在も森林化が進行している。さらに近年では、日光地域に増加したニホンジカによる食害が、植生に大きな影響を与えていることが指摘されている。

湿原生態系の変化をとらえるためには、特に湿原

周縁部での変化をモニタリングすることが重要である。本研究グループでは1980年代から、湿原周縁部に設置した固定調査区(図1)での植生調査を継続してきた。本報告では、これらの固定調査区を再調査することによって、過去およそ25年間に生じた戦場ヶ原湿原周縁部の植生変化を追跡し、湿原の保護・管理の課題を明らかにすることを目的とした。

### 2. 湿原全域の植生変化

#### (1) 調査方法

戦場ヶ原湿原では、1984年に現存植生図が作成されている(福嶋・風間 1985)。空中写真の判読と現地踏査により、1984年と同じ凡例を用いて、2006年現在の現存植生図を作成した(図2)。両者の比較によって、過去22年間の相観レベルの植生変化を明らかにした。

1) 国立大学法人 東京農工大学：〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8

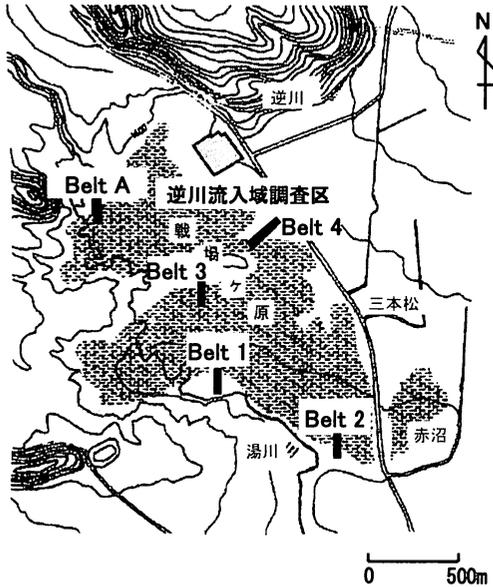


図1 湿原周縁部のベルトおよび逆川流入域の固定調査区の位置

## (2) 結果と考察

湿原北部から東部でカラマツ林とズミ林の拡大が顕著であった。まず、1984年に北西部の湯川東側にパッチ状に分布していたカラマツ林が、2006年には湿原の縁を取り囲むように拡大していた。北東部の逆川からの土砂流入の影響を受けた地域では、イヌコリヤナギ群落やホザキシモツケ群落がカラマツ林やズミ林に変化しており、樹林化が著しい。北東部のイヌコリヤナギ群落の中から、シラカンバ林とカラマツ林が細く帯状に湿原内に伸びているが、これは土砂が流入した跡に成立したものである。このうち、前者のシラカンバ林は湿原を横断する木道に沿って土砂が流れ込んだ跡にできたものであり、人為的な要因が大きい。また、湿原東部の国道沿いのカラマツ林がシラカンバの低木林を介して、湿原中央部の丘状の高まりである糠塚のミズナラ林と接続し、湿原はほぼ南北に分断された状態になっている。糠塚周辺では、湿原植生がホザキシモツケ群落に変化した部分がみられた。湯川に沿った地域では、北部では湿原植生からホザキシモツケ群落への変化、南部ではホザキシモツケ群落からズミ林やミズナラ林への変化が認められた。以上のように、戦場ヶ原湿原の周縁部では、北部から東部を中心に樹林の拡大が急速に進行していることが明らかになった。

## 3. 湿原－森林移行部の植生変化

### (1) 調査方法

1982年および87年に湿原周縁部に設置された5本のベルトトランセクト1～4、A(図1)において追跡調査を行い、過去のデータ(福嶋・風間 1985、福嶋 1988)と比較した。ベルトは湿原内を始点にして、林縁低木群落、森林群落へと続く湿原－森林移行部に幅5m、長さ65～125mで設置してある。各ベルトにおいて林床植生図と群落断面図を作成し、ベルト内に出現した樹高1.3m以上の樹木については、DBHと樹高を測定して樹冠投影図を作成した。また、各ベルトを5m×5mのコドラートに区分し、その中に出現した維管束植物の優占度を記録した。シカによる食痕がみられた場合にはその種名も記録した。さらに各ベルトの水分環境を知るため、コドラート毎に1本ずつ塩化ビニルパイプを埋設し、2006年の6月～10月に月1回程度の頻度で地下水位を測定した。

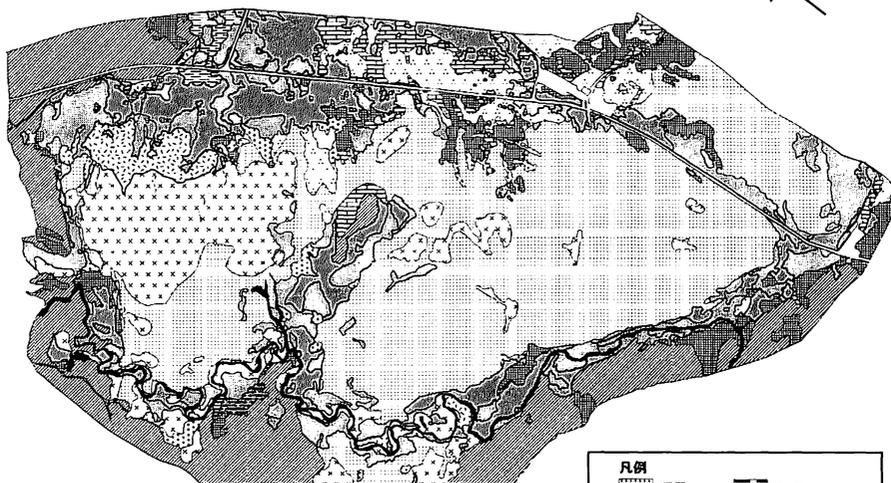
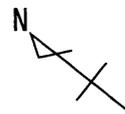
### (2) 結果と考察

ここでは特に変化の大きかった2つのベルトについて述べる。

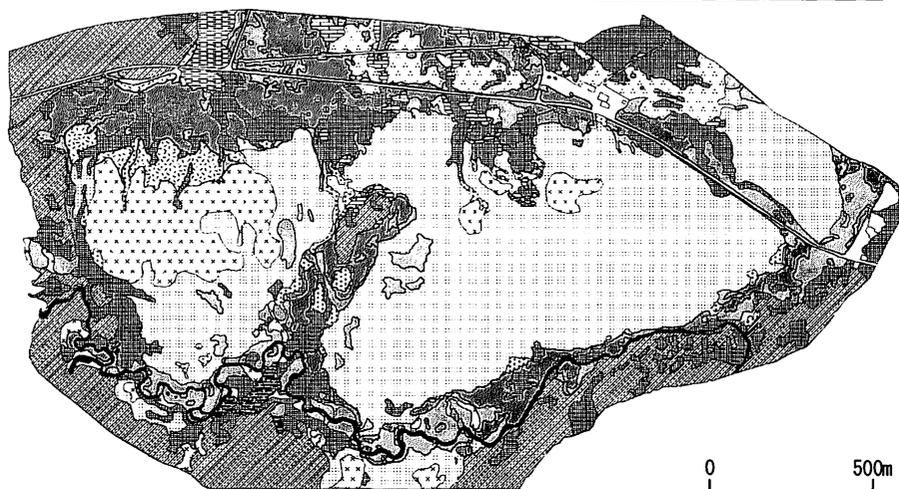
#### 1) ベルト1(図3)

このベルトは湿原南西部の湯川沿いに設置されている。ベルト内には人工的に掘られた排水路があり、そこからの水の流出が湿原の乾燥化を促進していることが危惧されている。群落断面図と樹冠投影図の比較から、湿原内(コドラート1～5)に生育していた多数の稚樹のうち、シラカンバとズミは消失し、カラマツだけが残存していることがわかる。また排水路の森林側(コドラート7、8)に生育していたズミの幼樹もほとんど消失した。林床植生図を比較すると、2005年までに排水路の幅が拡大し、その周辺の裸地も増加した。隣接するコドラート8、9ではホザキシモツケ群落の密度が低下し、植生が退行していた。またコドラート14～16では、1982年に優占していたレンゲツツジ、クロミノウグイスカグラなどの低木がほぼ消滅し、代わりにトボシガラやヤマカモジグサといったイネ科植物とシロヨメナが優占した。さらに林内のコドラート19～21でも、クロミノウグイスカグラが消滅し、裸地化が進行していた。

1985年



2006年



凡例	
	沼原
	イヌコリヤナギ
	ウラジロモミ
	カラムツ
	シラカンバ
	ススキ
	スミ
	ハルニレ
	ホザキシモツケ
	ミズナラ
	ミヤコザサ
	ヨシ
	川
	道、駐車場、裸地

図2 戦場ヶ原湿原の現存植生の変化



1980～82年と2006年の地下水位を比較した結果、排水路に近いコードラート4～6付近での水位の低下幅が大きくなっており、湿原の地下水の排水路への流出の影響が大きくなっていることがわかった(図4)。

コードラート7より森林側では、平均20cmほど水位の低下が起きていた。

DCA法を用い、各コードラートを種組成によって序列化した結果、湿原部での種組成の変化は小さかったが、林縁低木群落で1軸のスコアの大幅な増加、森林群落で2軸のスコアの低下がみられた(図5)。1軸のスコアは地下水位と相関があることから(spearman's  $r = -0.755$ ,  $p < 0.01$ )、林縁低木群落のスコアが増加したことは、乾燥化が進行していることを示唆している。2軸はシカの影響を反映していると考えられる。

## 2) ベルトA(図6)

このベルトは戦場ヶ原北西部の湯川沿いに設置されている。群落断面図と樹冠投影図の比較から、林縁部から湿原内部にかけて、カラマツ、シラカンバ、ズミなどの樹木が侵入し、成長してきていることがわかる。林床植生図の比較では、コードラート1～3で湿原植物群落が多様性群落に置き換わっていた。一方でコードラート4、7ではホザキシモツケが衰退して疎らになっており、コードラート7ではそこにヤマカモジグサなどの草本が侵入していた。1987年にクロミノウグイスカグラやミヤマイボタが優占していたコードラート8～10では、これらが完全に消失し、ヤマカモジグサが優占するとともに、森林側からミヤコザサが侵入してきている。また、刺をもつ低木であるメギのパッチや、シカの踏圧による裸地もみられた。

地下水位は87年のデータが少ないため比較が難しいが、コードラート4付近から森林側に向かって徐々に低下するパターンは変わっていない(図7)。

DCA法を用いて、各コードラートを種組成によって序列化した結果、湿原群落、林縁低木群落で1軸のスコアが大きく増加した(図8)。ベルト1での結果と同様に、1軸は地下水位との相関があり、スコアが

増大することは乾燥化が進行していることを示している。また、2軸は森林部で大きく減少した。2軸もベルト1と同様にシカの食害を反映していると考えられた。

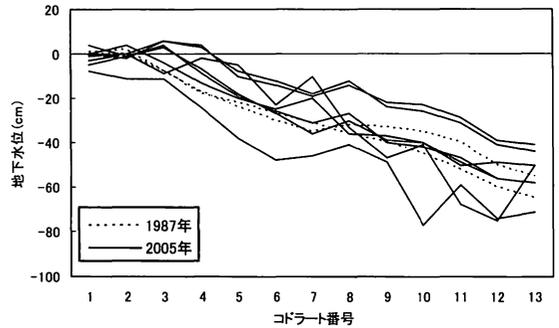


図4 ベルト1における地下水位の変化

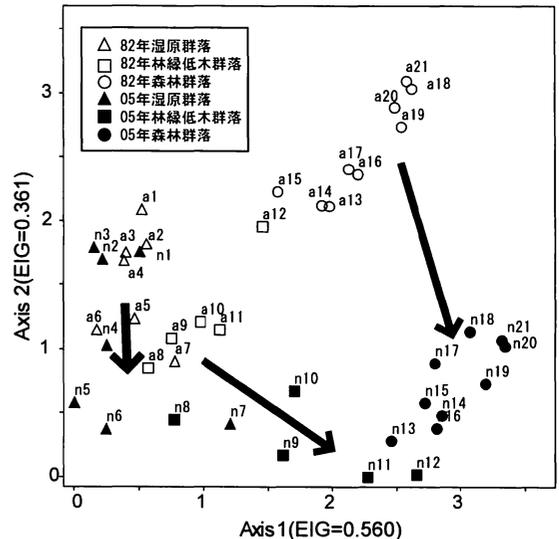
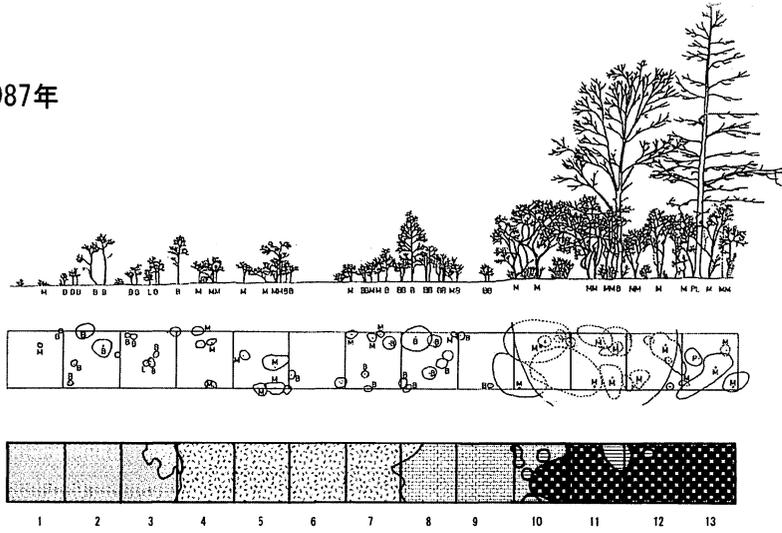


図5 ベルト1のコードラートごとの種組成変化を示すDCA展開図

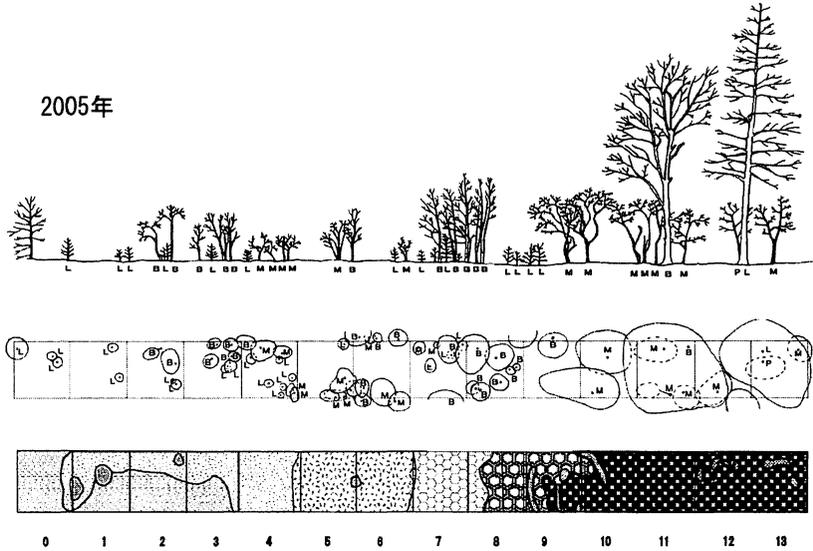
nは1982年、aは2005年の種組成を示す。数字はコードラート番号。

ベルトA

1987年



2005年



《樹木凡例》		《林床植生凡例》	
M	ズミ	湿原(乾)	クロミノウグイスカグラ
L	カラマツ	ホザキシモツケ(疎)	ヤマカモジサ
B	シラカンバ	湿原(湿)	ホザキシモツケ(疎)、ヤマカモジサ
		ミヤマイボタ	ミヤマウグイスカグラ
		ホザキシモツケ(密)	ミヤコザサ
		メギ	裸地、シカ道

図6 ベルトAにおける群落断面図、樹冠投影図、林床植生図  
(上)1987年、(下)2005年

### (3) 全ベルトでの構成種の変化

すべてのベルトに出現した総種数は、1982～87年に168種、2005年に178種であった。群落ごとの平均種数は、湿原群落で20～25種、林縁低木群落で10～25種、森林群落で17～23種と、すべての群落で有意に増加した ( $p < 0.05$ , Wilcoxon signed-rank test)。特に林縁低木群落での変化が著しく、各ベルトで10～15種ほどの種数が増加していた。いずれの群落でも、種数の増加は本来生育していなかった植物の侵入によるものである。これらは季節移動するシカの身体に種子が付着して持ち込まれたり、糞の中の種子が発芽したりするなどして外部から侵入したものと考えられる。

群落ごとに出現区数が増加または減少した種を表1～3に示す。湿原群落では7種の出現区数が増加し、3種が減少した。林縁低木群落では13種が増加したが、減少した種はなかった。森林群落では31種が増加し、8種が減少した (McNamer test,  $p < 0.05$ )。特にヤマカモジグサ、トボシガラ、ヤマヌカボ、ゴウソなどのグラミノイド類(イネ・スゲ)の増加が著しい。これらの種はシカによる食害も受けているが、生長点が地表よりも下にあるためシカの食害にあっても再生することができる。また、森林群落ではシカ不嗜好性植物のサワギク、シロヨメナといった種が増加し、高さ1～2mの低木であるクロミノウグイスカグラ、レンゲツツジが大きく減少した。これらの低木類は、シカが食べやすい高さであることに加え、生長点が地表よりも上にあるため、食害を受けやすかったものと考えられる。

表1 湿原群落の増減種

種名	出現区数			
	82～87年	05年	シカ食害率(%)	
<b>増加種</b>				
アオコウガイゼキショウ	<i>Juncus papillosus</i>	0	9	0
ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i>	2	14	27.3
ヒメナミキ	<i>Scutellaria dependens</i>	0	13	35.7
アキノウナギツカミ	<i>Polygonum sieboldii</i>	1	8	10.0
<b>減少種</b>				
イッポンスゲ	<i>Carex tenuiflora</i>	13	0	-
クサレダマ	<i>Lysimachia vulgaris v.davurica</i>	10	0	-
ヤチカワズスゲ	<i>Carex omiana</i>	19	4	0

※ $p < 0.01$  (McNamer 検定) で有意差のあったものを示す

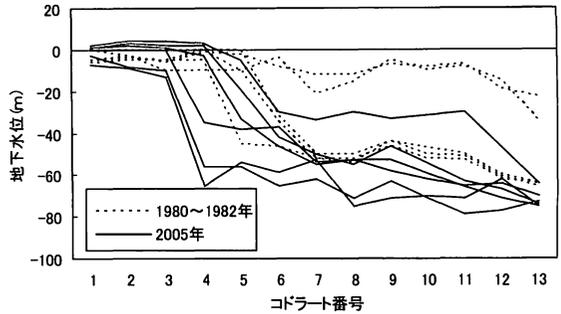


図7 ベルトAにおける地下水位の変化

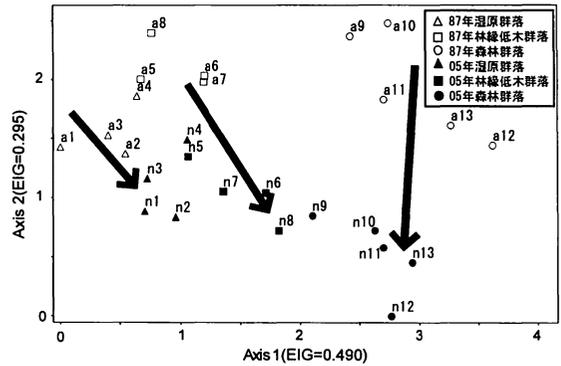


図8 ベルトAのコドラートごとの種組成変化を示すDCA展開図  
nは1987年、aは2005年の種組成を示す。  
数字はコドラート番号。

表2 林縁低木群落の増減種

種名		出現区数		シカ食害率(%)
		82~87年	05年	
<b>増加種</b>				
アブラガヤ	<i>Scirpus wichurae</i>	0	11	0
キクムグラ	<i>Galium kikumugura</i>	0	11	6.7
ゴウソ	<i>Carex maximowiczii</i>	4	14	24.0
タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i>	0	9	23.1
ヒメナミキ	<i>Scutellaria dependens</i>	1	10	35.7
ヤマカモジグサ	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	12	25.8
<b>減少種</b>				
なし				

※ $p < 0.01$  (McNamer検定) で有意差のあったものを示す

表3 森林群落の増減種

種名		出現区数		シカ食害率(%)
		82~87年	05年	
<b>増加種</b>				
エゾシロネ	<i>Lycopus uniflorus v. parviflorus</i>	5	16	23.8
オオヤマフスマ	<i>Moehringia lateriflora</i>	12	29	0
キクムグラ	<i>Galium kikumugura</i>	13	31	6.7
コナスビ	<i>Lysimachia japonica</i>	0	18	20.0
サワギク	<i>Senecio nikoensis</i>	0	13	20.0
シロヨメナ	<i>Aster ageratoides v. harae fleucanthus</i>	0	17	0
シロバナノヘビイチゴ	<i>Fragaria nipponica</i>	0	11	0
ダイコンソウ	<i>Geum japonicum</i>	1	17	25.0
ツボスミレ	<i>Viola verecunda</i>	1	20	23.1
トボシガラ	<i>Festuca parvigluma</i>	0	28	35.7
トモエソウ	<i>Hypericum ascyron</i>	2	16	29.1
ヒメヘビイチゴ	<i>Potentilla centigrana</i>	1	14	0
ミミナグサ	<i>Cerastium holosteoides v. angustifolium</i>	0	17	0
メギ	<i>Berberis thunbergii</i>	0	17	23.1
ヤマカモジグサ	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	20	25.8
ヤマヌカボ	<i>Agrostis clavata</i>	5	16	41.7
<b>減少種</b>				
イタドリ	<i>Polygonum cuspidatum</i>	22	8	0
クロミノウグイスカグラ	<i>Lonicera caerulea v. amphylcalyx</i>	35	15	54.8
ナルコユリ	<i>Polygonatum falcatum</i>	22	1	0
ヒメノガリヤス	<i>Calamagrostis hakonensis</i>	16	4	0
ヤブジラミ	<i>Torilis japonica</i>	16	6	16.7
レンゲツツジ	<i>Rhododendron japonicum</i>	20	2	0

※ $p < 0.01$  (McNamer検定) で有意差のあったものを示す

#### 4. 逆川流入土砂堆積地の植生変化

##### (1) 調査方法

湿原北東部では、湿原に流入する逆川の氾濫による土砂の堆積が起こっており、湿原植生が埋没してズミを中心とする森林群落が広がっている。この場所には6.3haの固定調査区が設置され、1982年と1992年に樹木の分布と堆積物の関係が調査されている(Hukusima et al. 1986、Hukusima & Yoshikawa 1997など)。今回、1982年、1992年と同様に調査区内の胸高直径10cm以上の樹木の位置を記録し、低木のイヌコリヤナギについては樹冠投影図を作成した。このデータから、10m×10mのメッシュごとの優占型をTWINSPANによって区分した。林床植生については優占種を凡例とする植生図を作成した。また、1995年に調査地内の樹幹の地上1mにつけられたナンバーテープの高さを再度計測することにより、過去10年間の土砂堆積量を推定した。さらに、調査区内の発達段階の異なるズミ林から代表的な個体を選び、計27個体の102本の幹から成長錐を採取して樹齢を計測した。

##### (2) 結果と考察

###### 1) 土砂堆積量と林床植生の変化

調査区内の350メッシュから過去10年間の土砂堆積量が得られた。1995年以前と比較すると、堆積量は1987-1991年をピークに減少し、過去10年では2cm未満の場所がほとんどであった(図9)。現在では逆川からの土砂の流入はほぼ停止し、安定した状態にあるといえる。その結果、1992年に調査区面積の37.9%を占めていた堆積裸地に植被が回復しつつあり、現在では裸地面積は15.0%に減少した(表4)。1992年までみられなかったトボシガラやヤマカモジグサといったイネ科植物や、シロヨメナなどを優占種とするタイプが現れ、これが全体の27.6%を占めていた。かつて裸地だった部分と、スゲ類が優占していた部分の多くが、このタイプに置き換わった。シカの採食を受けたクロミノウグイスカグラは完全に消失し、ヨシが優占していた部分とともに、ほとんどがホザキシモツケに変化していた。ホザキシモツケはズミが成長した地域では被圧により衰退

したが、ヨシ群落などに拡大したため、総面積では18~19%で安定していた。

1982年から1992年の間に植被が回復した部分はスゲ類が主体であったのに対し、1992年以降に回復した部分はイネ科やシロヨメナが優占しており、異なる回復状況を示していた。これらの多くはシカが好まない不嗜好性植物であることが報告されており(長谷川 1994、小金澤・佐竹 1996)、植生回復の過程でシカに食べられるものは排除されるという選択がかかった結果であると考えられた。



写真1 土砂流入がさかんであった1982年のズミ林内

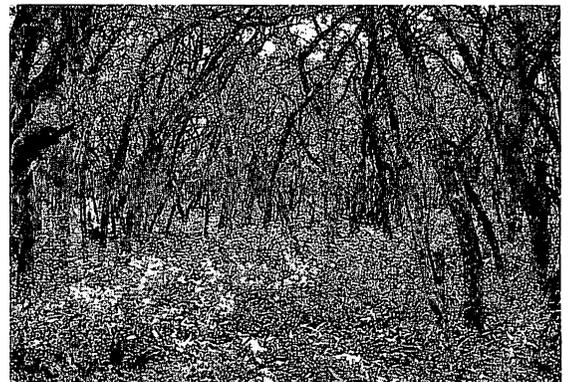
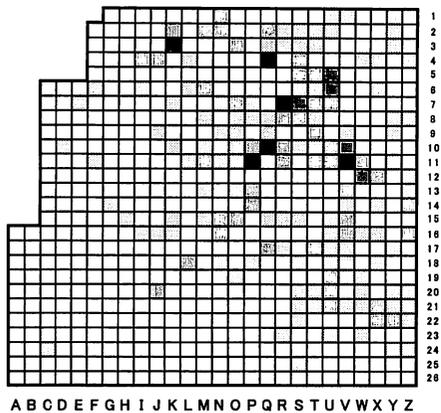
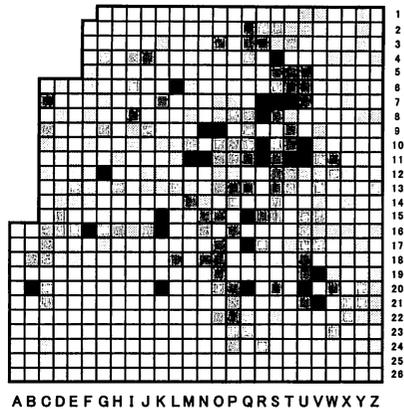


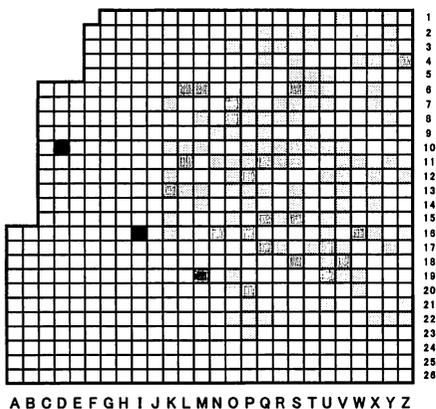
写真2 土砂流入が停止し植被が回復した2006年のズミ林内



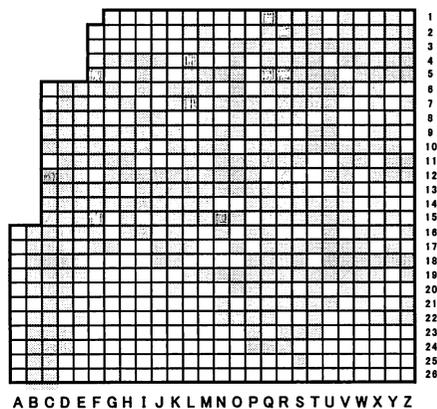
a) 1984-1987年



b) 1987-1991年



c) 1991-1995年



b) 1995-2006年

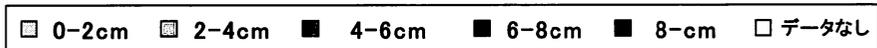


図9 メッシュごとの土砂堆積量の変化

表4 1982年以降の林床植生の優占種タイプ別面積変化

優占種	1982年		1992年		現在(2006年)	
	面積(m <sup>2</sup> )	割合(%)	面積(m <sup>2</sup> )	割合(%)	面積(m <sup>2</sup> )	割合(%)
ホザキシモンツケ( <i>Spiraea salicifolia</i> )	11830	18.8	11134	17.7	11992	19.0
ミヤコザサ( <i>Sasa nipponica</i> )	8722	13.8	13393	21.3	18937	30.1
クロミノウゲイスカグラ( <i>Lonicera caerulea v.amphylocalyx</i> )	4194	6.7	479	0.8	0	0.0
ヤマアワ( <i>Calamagrostis epigeios</i> )	3860	6.1	4272	6.8	12	0.0
スゲ類( <i>Carex spp.</i> )	1691	2.7	6688	10.6	2757	4.4
ミヤマイボタ( <i>Ligustrum tschonoskii</i> )	416	0.7	219	0.3	0	0.0
ヨシ( <i>Phragmites communis</i> )	2494	4.0	2078	3.3	116	0.2
トボシガラ( <i>Festuca parvigluma</i> )、ヤマカモジグサ( <i>Brachypodium sylvaticum</i> )	0	0.0	0	0.0	17400	27.6
ススキ( <i>Miscanthus sinensis</i> )	0	0.0	0	0.0	178	0.3
その他(開放水面を含む)	300	0.5	858	1.4	2176	3.5
堆積裸地	29493	46.8	23879	37.9	9432	15.0

## 2) 樹木の個体数と分布の変化

本調査区内に生育する主な樹種は、ズミのほか、シラカンバ、カラマツ、ハルニレ、ミズナラ、オノエヤナギ、ケヤマハンノキ、ドロノキ、イヌコリヤナギの9種である。木本種の幹本数の変化(DBH10cm以上)をみると、土砂堆積に耐性のあるズミが1982年の2,822本から大きく増加し、現在では4,162本になった(表5)。前半期(1982-92年)、後半期(1992-06年)とも1年当たり100本を越えるズミが新規に加入しているが、後半期では枯死したズミも100本近くになっており、前半期より増加率は減少していた。シラカンバとケヤマハンノキも一貫して増加していた。カラマツは1992年までに土砂堆積によって大径木が枯死するなどして減少したが、それ以降再び増加に転じた。また、ハルニレはシカによる樹皮剥ぎが目立ち、大径木が枯死しており、個体数が減少していた。また、イヌコリヤナギの樹冠面積は1992年をピークに大きく減少し、現在では1982年よりも小さくなっている。

10m×10mのメッシュ単位での林冠優占型の変化を図10に示す。ズミ型がかつてイヌコリヤナギが優占していた湿原方向に向かって前進し、拡大していることがわかる。また、土砂が流入していた流路跡(2~8、G~M)や、土砂が観察路沿いに堆積した部分(16~26、A~C)は、シラカンバ型やケヤマハンノキ型によって占められた。ズミの樹冠が疎らであった部分で、これら先駆性の高木種が成長したことがわかる。一方で、国道沿いのハルニレ型(1~6、R~Z)と、かつての流路沿いのオノエヤナギ型はそのまま維持されていた。このように、全体としてイヌコリヤナギの衰退にともなってズミ林が湿原方向に拡大するとともに、樹幹が疎らであった部分ではシラカンバ、ケヤマハンノキの高木林が形成されつつあるといえる。

## 3) ズミの幹年齢構成

ズミの株ごとの幹年齢を図11に示す。ひとつの個体は1~8本の幹から成っており、1本のある幹が形成された後に次々と新しい幹を形成することで、林冠を占有してきたことがわかる。成熟した林分では、最も古い幹が102年であり、多くは85~45年生であった。1990年代まで土砂の供給が盛んだった地域では、幹の年齢が55~25年、1980年代から安定していた地

域では、幹の年齢が40~25年であった。分布拡大の最前線であるイヌコリヤナギと混交する地域でも一番若い幹が26年生であり、最近形成された幹はみられなかった。このことから、生育段階にかかわらず1980年ごろから新しい幹の形成は起こっていないことがわかった。すでに林冠が閉鎖して、新しく樹冠を拡大する余地がなくなったことが要因として考えられ、今後はズミの幹密度は増加しなくなると予想される。

## 5. まとめ—湿原の植生管理への提言—

戦場ヶ原の植生変化に最も大きな影響を与えているのは、シカの食害であった。戦場ヶ原では2001年に湿原を取り囲むようにしてシカ侵入防止柵が設置されたが、依然として柵の内部には50頭~100頭のシカが侵入している(栃木県 2006)。シカの影響は湿原周辺部全域に及んでおり、湿原内部よりもその周辺の林縁低木群落から森林群落へと続く移行帯で深刻なことがわかった。湿原周縁部のベルトの追跡調査では、シカの採食によりクロミノウグイスカグラなどから構成されていた林縁低木群落が崩壊し、湿原と森林の境界部の環境が大きく変化していることが明らかになった。このため森林の林床と湿原が直接接するようになっており、地下水位が低下すれば湿原内にササが侵入しやすい状態になっていると考えられる。また、シカが森林と湿原を往来することが容易になり、湿原への踏圧の影響が増大することが懸念される。

また、ベルトにおける種組成の変化、逆川流入域の固定調査区における林床植生の変化は、いずれもシカ不嗜好性植物の増加を示している。不嗜好性植物の増加とともに、キクムグラ、ヤマヌカボ、ミミナグサのようなシカの採食を受けにくい小型の植物が増加していることも両地域に共通していた。このように、シカの採食は植生の構造、種組成の両面で戦場ヶ原の生態系に大きな変化をもたらしていることから、侵入防止柵内に取り残されたシカの駆除など、より厳重なシカの管理をおこなう必要がある。

表5 1982年以降の主な樹種の幹本数変化

樹種	1982年	1992年	2006年	1982-1992年	1992-2004年
				加入幹/枯死幹*	加入幹/枯死幹*
スミ	2822	3640	4162	118.1/36.3	138.7/95.2
シラカンバ	325	348	408	12.5/10.2	15.7/10.7
カラマツ	66	39	71	0.7/3.4	4.7/2.0
ハルニレ	146	166	112	3.1/1.1	0.8/5.3
ミズナラ	41	37	39	0.6/1.0	1.0/0.8
オエヤナギ	140	198	183	8.5/2.7	5.3/6.6
ケヤマハンノキ	15	71	128	5.6/0.0	5.4/0.7
ドロノキ	17	22	26	0.6/0.1	0.4/0.1
イヌコリヤナギ(m <sup>2</sup> )	6805	10520	6190	-	-

\*加入幹/枯死幹は1年あたりの本数を示す

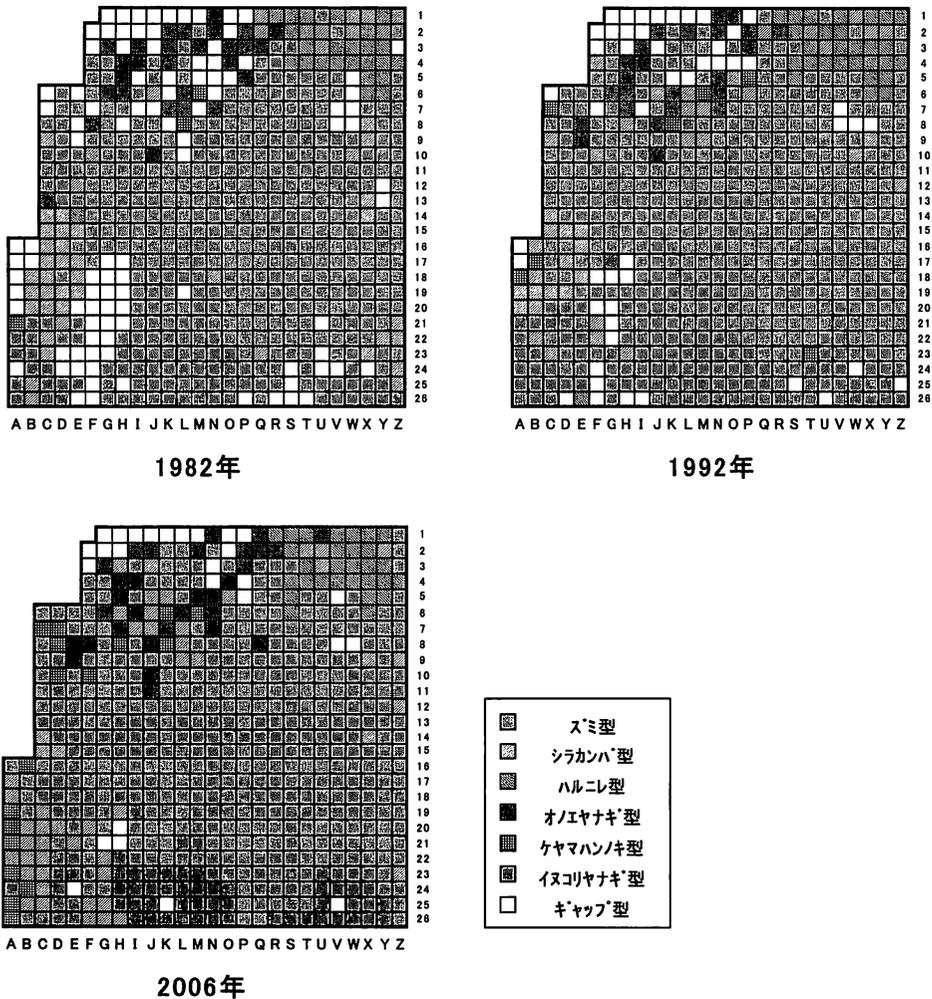


図10 メッシュごとの林冠優占型の変化

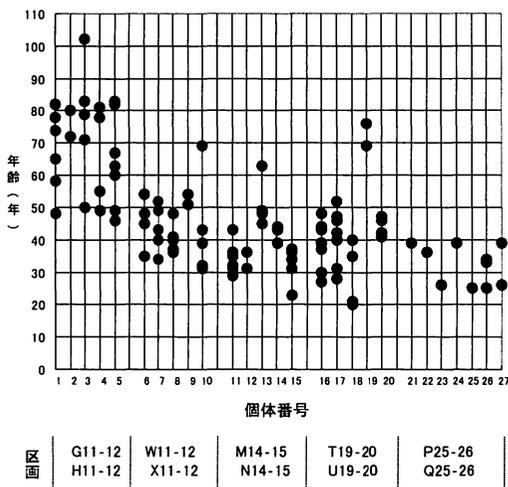


図 11 ズミの同一個体内の幹の年齢構成

さらに、シカの増加がこれまで起こっていた排水路による地下水位の低下や、土砂の流入と関係して、複合的に湿原植生の変化に影響を与えはじめていることに注意すべきである。

一部の地域では、依然として人工排水路が湿原の乾燥化を促進していた。ベルト1の排水路の下流には湯川への水の流出を防ぐために堰が設置してあるが、堰の下部や周辺部から漏水しており、十分に機能していないのが現状である。さらに、排水路付近にシカが集まることによる二次的な影響も生じていた。排水路付近はシカの踏み荒らしによって裸地化し、排水路の縁が崩壊しており、水路幅の拡大の要因になっている。

現在では逆川からの戦場ヶ原への土砂の供給はほぼ停止しているが、一度ズミ林内に堆積した土砂が少しずつ湿原内に流入する傾向が認められる。湿原北東部の観察路にそって木道が設置された地域では、イヌコリヤナギが大きく衰退し、シラカンバやケヤマハンノキの侵入がみられた。この傾向は調査区内にとどまらず、さらに湿原に入り込んだ部分でもシラカンバが侵入・成長しており、木道から湿原が眺望できなくなっている。また、かつての流路が湿原へ向かってのシカの通り道として利用されており、これが土砂の流入経路となる可能性も考えられる。したがって、土砂の流入による湿原植生への影響を

避けるためには、土砂の流入経路となりそうな場所をあらかじめ特定し、流入防止のための堰を設置するなどの対策も検討する必要があるだろう。また、土砂堆積域に成立した森林群落の伐採は、土砂の再移動を促す可能性があるため避けるべきである。

## 謝辞

本調査をおこなうにあたっては、宇都宮大学付属日光演習林に宿泊施設の利用を許可いただいた。栃木県立日光自然博物館の篠島美雪氏には、現地の情報提供や調査に関するご助力をいただいた。東京農工大学植生管理学研究室の学生諸氏には現地調査のお手伝いをいただいた。以上の方々にお礼申しあげる。

## 引用文献

- 小金澤正明・佐竹千枝. 1996. 奥日光におけるニホンジカの植生に及ぼす影響と生態系の保護管理. 第5期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書. PP.57-66.
- 栃木県. 2006. 栃木県シカ保護管理計画(四期計画). PP.14.
- 長谷川順一. 1994. 鹿により荒廃する日光の自然. フロラ栃木, 3:1-10.
- 福嶋司・風間祐子. 1985. 日光国立公園、日光戦場ヶ原の乾燥化に関する生態学的研究(I). 小林晶教授退官記念論文集. PP.229-250.
- 福嶋司. 1988. 日光国立公園、日光戦場ヶ原の乾燥化に関する生態学的研究 I. 湿原内に派生した流路が植生分布に及ぼす影響. 植物地理・分類研究, 36(2):PP.101-112.
- Hukusima, T., Kershaw, K. A. & Takase, Y. 1986. The impact of extreme run-off events from the River Sakasagawa, Nikko National Park. I. Vegetation and its relationship to flood damage. Ecological Research, 1:249-292.
- Hukusima, T. & Yoshikawa M. 1997. The impact of extreme run-off events from the River Sakasagawa, Nikko National Park. IV. Changes in tree and understory vegetation distribution patterns from 1982 to 1992. Ecological Research, 12:27-38.

Vegetation change in the past 25 years of the Senjogahara Moor, in Oku-Nikko, was researched. The actual vegetation map of whole area of the moor was drawn. In addition, five belt-transects settled at marginal part of the moor, and 6.3ha permanent study site established in the flooding area of the Sakasa-gawa river were surveyed. Comparing with 1980's data, forest area has been expanded into the northern part of the moor. In five belt-transects, shrub community bounded the moor declined remarkably by grazing of deers. In the site of flooded area, *Malus sieboldii* forest has been expanded to the moor, and *Betula platyphylla* var. japonica and *Larix leptolepis* increased with decreasing supply of alluvial deposits.

## 奄美諸島固有種オットンガエルの保全生態学的研究(継続)

奄美両生類研究会

亙 悠哉<sup>1)</sup>・岩井 紀子<sup>1)</sup>・大海 昌平<sup>2)</sup>・加賀谷 隆<sup>1)</sup>

### Conservational research of the endemic Otton frog (*Rana (Babina) subaspera*) on Amami-Oshima Island

Amami Amphibian Research Group

Yuya Watari, Noriko Iwai, Shohei Oumi and Takashi Kagaya

オットンガエルは奄美大島と加計呂麻島にのみ生息する固有種である。本種は天然記念物に指定されているが、保全の基盤となるデータの不足や関心の低さから、本種に対する保全対策がとられることはほとんどなかった。これを受けて本研究会では、保全対策に役立つ知見を提示すること、オットンガエルの魅力を広く伝えること、の2つを目的として以下の野外調査を行ってきた。(1)分布：各林道、沢での本種の発見頻度を示した。これは今後のモニタリングの重要な基礎資料となると考えられる。マングースの生息域では発見頻度はきわめて低かった。(2)移動・分散：オットンガエル成体はほとんど分散しない可能性が考えられた。(3)繁殖生態：抱接のパターンは、オスが巣でメスを待つパターンとメスが巣でオスを待つパターンが観察された。また、メスが巣を広げる行動がはじめて観察された。

オットンガエルの保全対策には、マングースの除去と生息地の保全が重要であるといえるが、実際にオットンガエルが保全対象種として扱われるためには、データの蓄積、社会の関心の高まりはいまだ十分とはいえない。今後のモニタリング、生態データの蓄積、普及啓発活動が不可欠である。

#### 1. はじめに

オットンガエル(*Rana (Babina) subaspera*)は奄美大島と加計呂麻島にのみ生息する固有種で、絶滅危惧Ⅱ類にも指定されている希少種である(環境庁2000)。前肢に棘状の5本目の指をもつことや産卵のための巣穴を掘ることなど、特徴的な形態や生態をあわせもつ、世界でも珍しいカエルである(前田・松井1999)。2005年4月にはその希少性と固有性から、鹿児島県の天然記念物に指定された。

本種に対する現在の主な脅威としては、外来種マングースの侵入と森林開発による生息地攪乱が挙げられており、本種の個体数は近年減少傾向にあるといわれている。しかしながら、本種に対する保全対

策がとられることはほとんどなかった。その理由としては、保全の基盤となるデータの不足と関心の低さの2つが挙げられる。例えば、データ不足は深刻で、本種の減少を認識することや、保全地域を判断することでさえも困難な状況にある。また、本種に対する関心は低く、行政レベルから一般レベルまで、ほとんどの人が本種を保全対象種として認識していないのが現状である。

こういった現状を受けて、本研究会では、保全対策に役立つ知見を提示すること、オットンガエルの魅力を広く伝えること、の2つを目的として野外調査を行ってきた。本年度は、プロ・ナトゥーラ・ファンズによる助成の2年目にあたり、一年目に得られた

1) 東京大学大学院農学生命科学研究科

2) 奄美市

知見については岩井ら(2006)で報告した。本報告書では、本年度新たに得られた知見と、調査に基づいた保全活動について報告する。

なお、本研究は、平成17年鹿児島県教育委員会指令第87号の許可のもと実施した。

## 2. オットンガエルの生息状況調査

### (1) 方法

奄美大島におけるオットンガエルの生息状況を把握するために林道および沢での調査を行った。

#### 1) 林道調査

奄美大島の全域における林道で調査を行った。林道には、分岐で区切られる部分にNo.1からNo.65までの番号をつけた。林道の位置と番号を図1に示す。調査は日没後に開始し、自動車で時速10km程度で走行しながら、林道に出ている個体を探索した。個体を発見した際には、GPSを用いて位置を記録した。

#### 2) 沢調査

奄美大島全域から選定した、21の沢で調査を行った。林道に直交する沢のうち、比較的容易に到達でき、上流に向かって遡行可能なものを選択した。倒木や滝などによって遡行できない場合を除き、調査区間は100mとした。設定した調査沢の位置を図2に示す。それぞれの調査沢の環境は岩井ら(2006)で示されている。調査は日没後に開始し、100mの調査区間を30分から1時間かけて、岩の隙間や倒木の下などを丁寧に探索した。発見した個体については種ごとに個体数を記録した。

### (2) 結果および考察

#### 1) 林道調査

2003年から2006年の間に、のべ2150kmの林道調査を行ない、オットンガエル236個体を発見した。GPSで記録した発見位置を図3に、全調査を通じて3回以上調査を行った林道における発見頻度(個体数/km)を表1に示す。オットンガエルは、龍郷町のNo.3、5、奄美市旧笠利町のNo.1、大和村と宇検村の境界のNo.45、大和村のNo.32で多く発見された。最も発見頻度の高かった龍郷町の林道No.5では、林道と交差する沢が比較的多く、林道との交差部で林道脇に水溜りを作り、さらに林道に沿って細長い湿地帯を形成

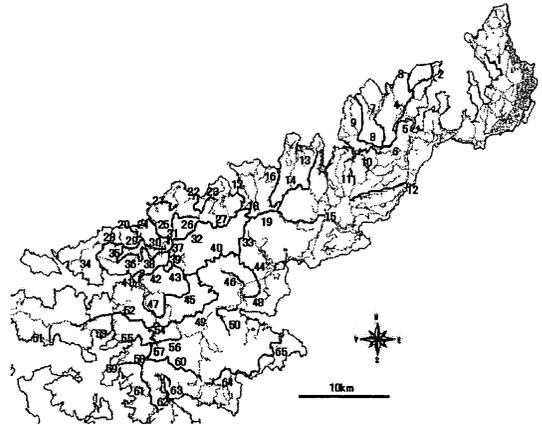


図1 調査を行った林道の位置と林道番号

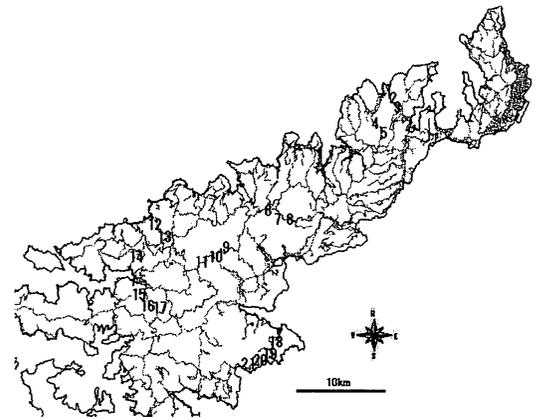


図2 設定した調査沢の位置

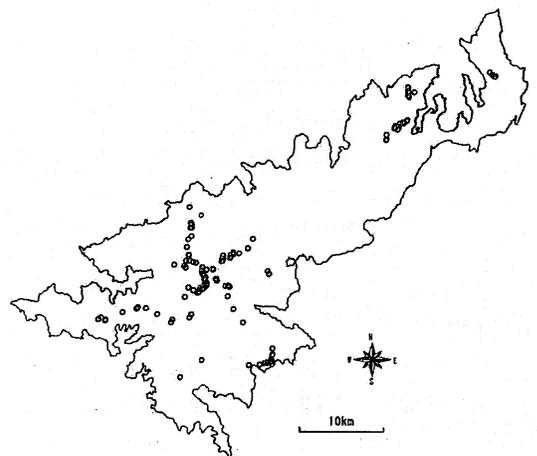


図3 オットンガエルの発見位置(岩井・亘 2006)

していた。このように、沢の密度が高いことや、水場が多く存在するといったことは、発見頻度の高い場所で共通するようであった。一方で、交差する沢が少ない林道や、人里に近い林道では、発見頻度は低いようであった。

表1 林道におけるオットンガエルの発見頻度(個体/km)(岩井・亘 2006)

3回以上調査した林道について、発見頻度の高い順に掲載

林道番号	全長(km)	調査回数	発見頻度
5	4.0	10	0.58
1	3.2	5	0.51
52	16.5	5	0.27
45	6.7	30	0.25
3	4.8	11	0.23
32	5.6	7	0.21
40	13.0	17	0.16
43	6.0	9	0.15
7	6.0	8	0.15
65	13.6	13	0.14
21	3.8	4	0.13
25	3.5	18	0.11
46	4.5	4	0.11
44	6.4	8	0.06
39	3.0	18	0.06
60	9.4	5	0.02
33	6.3	10	0.02
26	3.8	17	0.02
37	1.9	14	0
22	4.1	12	0
18	2.8	9	0
24	4.4	8	0
42	6.9	8	0
64	5.2	7	0
17	4.0	7	0
48	7.3	5	0
19	4.6	5	0
47	7.8	5	0
13	4.5	4	0
4	3.0	4	0
27	9.3	4	0
15	11.5	4	0
23	3.3	3	0

## 2) 沢調査

設定した21本の調査沢において、2004、2005年の夏(6~8月)、秋(9~11月)および2006年の冬(12~2月)の3季節、それぞれ1~2回の調査を行ない、オットンガエル75個体を発見した。各沢における季節ごと発見頻度(個体数/km)を表2に示す。発見頻度は沢によって大きくばらついており、住用村青久付近のNo.18から21と龍郷町のNo.1で多く発見された。

季節ごとに見ると、繁殖期と非繁殖期で選好する沢が異なる傾向が見られた。例えばNo.21の沢で、繁殖期にあたる夏と秋に発見頻度が高かったが、非繁殖期には全く発見されなかった。この沢は、最上流部に位置し、平らな湿地状になっていて、繁殖には適していると考えられ、実際に繁殖巣も確認された。一方で、非繁殖期の生息場所としてはあまり利用されていないようであった。林道・沢における両調査を通じて、奄美市旧名瀬市地域(林道No.11~16、19、

表2 沢ごとの発見頻度(個体/km)(岩井・亘 2006)

沢番号	調査距離 (m)	季節			
		夏	秋	冬	平均
1	50	40	0	80	40
2	50	40	0	0	13
3	50	0	0	20	7
4	100	10	0	0	3
5	60	0	0	0	0
6	50	0	0	0	0
7	100	0	0	0	0
8	50	0	0	0	0
9	86	0	35	0	12
10	100	0	0	0	0
11	100	40	10	0	17
12	80	0	0	0	0
13	100	10*	21*	5*	12*
14	50	20	0	20	13
15	100	0	0	0	0
16	100	0	0	0	0
17	100	30	10	20	20
18	100	50	100	0	50
19	100	20	20	20	20
20	77	52	39*	0	32
21	40	175	100	0	92

\* : 2回の調査の平均値、それ以外は1回の調査結果

沢No.6、7、8)では発見頻度がほかの地域に比べてきわめて低かった。この地域は外来種マングースが長期間定着している地域であり、現在では生息密度が最も高い地域であることから(環境庁など 2000)、マングースの影響が及んでいる可能性が考えられる。

### (3) まとめ

オットンガエルの生息状況については、これまでに当山ら(1989)、戸田(2000)によって報告がなされている。しかし、いずれもがメッシュレベルでの生息確認情報を報告するにとどまっているため、今後のモニタリングの際の基礎資料としては十分とはいえない。例えば、生息確認メッシュ以外のメッシュが、本種の不在地域なのかそれとも未調査地域なのか判断できないことや、メッシュレベルで本種が消失するような極端な場合しか減少を検出できないことといった問題点が挙げられる。本報告では、林道・沢におけるオットンガエルの発見頻度を、調査ルートごとに提示したことにより、より細かな生息デー

タを提供するとともに、今後同様の調査が行われた場合の、発見頻度の比較を可能にした。本報告は、両種の動態を把握していく上で、重要な基礎資料になると考えられる。

## 3. 移動分散

### (1) 方法

本種の移動・分散距離を明らかにするために、指きりによる個体識別と識別個体の再捕獲を行い、捕獲位置を記録した。なお、切除した指は、骨の年輪解析による年齢査定に用い、成熟年齢や寿命など結果の一部は岩井ら(2006)で報告した。

### (2) 結果および考察

のべ270個体の識別を行い、再捕獲は13個体であった。再捕獲された個体の初捕獲日と、再捕獲までの日数と移動距離を表3に示す。再捕獲個体のうち11個体は同じ場所で捕獲されたが、いずれも繁殖地で初捕獲が行われた個体であった。このうち、No.1、No.2、No.4、No.5、No.6、No.7、No.9、No.11は翌シ

表3 再捕獲個体の移動距離

個体番号	雌雄	初捕獲日	初捕獲時の環境	再捕獲日	再捕獲までの日数	再捕獲時の環境	移動距離
1 <sup>a</sup>	♂	04/6/15	繁殖地	04/10/5	112	繁殖地	—
				04/10/7	114	繁殖地	—
				05/7/15	395	繁殖地	—
				05/7/23	403	繁殖地	—
2 <sup>a</sup>	♀	04/9/24	繁殖地	05/7/15	294	繁殖地	—
3 <sup>a</sup>	♂	05/7/16	繁殖地	05/10/19	95	繁殖地	—
4	♀	05/7/16	繁殖地	06/8/11	391	繁殖地	—
5	♂	05/7/16	繁殖地	06/8/15	395	繁殖地	—
6	♂	05/7/25	繁殖地	06/6/15	325	繁殖地	—
7	♂	05/7/28	繁殖地	06/6/17	324	繁殖地	—
8 <sup>a</sup>	♂	05/7/29	繁殖地	05/10/20	83	繁殖地	—
9	♂	05/7/30	繁殖地	05/8/5	6	繁殖地	—
				06/6/21	326	繁殖地	—
10	♂	05/10/19	林道上	06/6/13	237	林道上	70m
11	♂	05/10/19	繁殖地	06/7/28	282	繁殖地	—
12	♂	06/4/15	林道上	06/6/13	59	林道上	60m
13	♂	06/6/13	繁殖地	06/8/4	52	繁殖地	—

<sup>a</sup>: 岩井ら(2006)でも掲載

ーズンに再捕獲があったことから、これらの個体は2年連続して同じ繁殖地を利用していたと考えられる。林道上で再捕獲されたNo.10とNo.12の2個体は、林道上で初捕獲され、初捕獲時とはそれぞれ自動車のメーター表示で70m、60m離れた地点で捕獲された。雌はNo.2、No.4の2個体が繁殖地で初捕獲・再捕獲された。No.2は2004年9月、2005年7月の捕獲、No.4は2005年7月、2006年8月の捕獲であり、同一個体でも産卵のタイミングはシーズンによって異なる可能性、あるいはシーズンに複数回産卵を行う可能性が考えられた。No.1、No.3、No.8、No.9、No.13の5個体は同シーズン内での再捕獲となった。このことからオットンガエルのオスは繁殖期間中、同一の繁殖場所でメスを待ち続ける可能性が考えられた。一方で、シーズン内での同一繁殖地におけるメスの再捕獲はなかったことから、メスは産卵のために繁殖地を訪れ、産卵を終えると繁殖地を去ることが考えられる。繁殖地で観察されるオットンガエルの性比はオスに偏るが、このような繁殖地での滞在パターンの雌雄差が反映されているのだと考えられる。また、再捕獲個体もオス11個体、雌2個体とオスに大きく偏ったが、これは、再捕獲場所が繁殖地に集中した結果だと考えられる。全体的にみると、今回再捕獲された個体はほとんどが初回の捕獲時と同一の場所で再捕獲されたことから、オットンガエル成体の分散距離は非常に短い可能性が高い。特に、利用する繁殖地は毎年同じと考えられることから、一つの繁殖地が消失することが、その繁殖地を利用するオットンガエルに与える影響は、非常に大きいと考えられる。しかし、調査範囲は林道沿いや繁殖地など観察が容易な場所に限られているために、こういった場所以外に移動した個体の追跡が今後の課題である。現在ラジオテレメトリーと糸巻きによる個体追跡を実施中であり、今後の再捕獲データと合わせることで、実際の移動を把握していきたいと考えている。

#### 4. 繁殖期夜間観察

##### (1) 方法

ビデオ撮影および直接観察によって、繁殖地にお

ける雌雄の動きや鳴き声の変化などを記録した。観察を行った繁殖地は集水マスの水面が土壌の部分まで広がり、繁殖期には10個前後の繁殖巣が観察される場所である。

##### (2) 観察結果および考察

###### 1) オスの出現パターン

オスには繁殖地で毎晩観察される個体と(皆勤オス)と、まれにしか観察されない個体が存在した。皆勤オスはほぼ毎晩同じ場所に現れてコールを行っていたが、巣で鳴く個体と、巣以外の場所で鳴く個体、また、頻繁に鳴く個体と、長時間鳴かない個体とが観察された。コールは日没前から行われることもあったが、日没から夜明けまで断続的に続くのが一般的であった。

使われていない巣はリターなどですぐに埋まってしまうが、皆勤オスが毎晩現れる巣は常にきれいな状態に保たれていたことから、頻繁にメンテナンスをしているのだろうと考えられた。一方で、使われていない巣が2、3日かけて大きくなり、その直後に産卵が行われていたケースも観察された(図4)。

###### 2) オスのコールとその変化

オスのコールの基本形は「クー、クー、クー」と「グォフォン」の2つの型があり、それぞれが独立に聞かれる場合もあるが、オーソドックスなパターンはこれらが連続する「グォフォン、クー、クー、クー」であった。複数のオス個体が、いっせいに強く頻繁に鳴く「合唱」が時々聞かれたが、何がきっかけで合唱が始まるのかは不明であった。

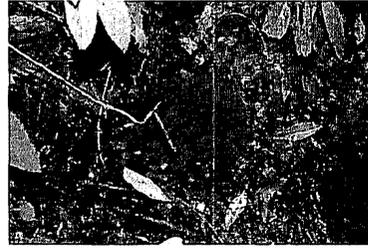
繁殖地で鳴き続けるオスに対して、一晩の間に複数回アカマタ、ヒメハブ、モクズガニなどの動物が接近し、そのたびにオスが水溜りに飛び込んで逃げ、コールが中断するのが観察された。多くの場合、逃げた個体は約10分後には元の位置に戻り再び鳴き始めた。これらの動物は、いずれも攻撃をしかけるような動作を見せたことから、オットンガエルを餌として認識し、接近したように思われた。

###### 3) 繁殖のパターン

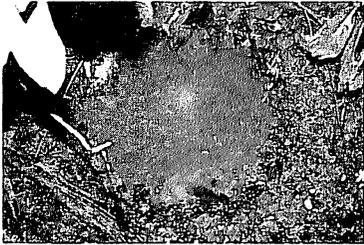
抱接が行われたパターンとして、オスが巣で先に待っていて後からメスが入ってきたパターンと、逆



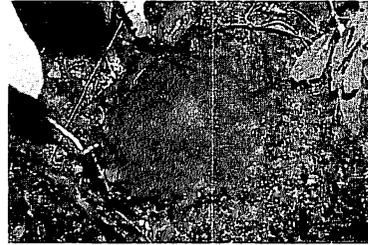
2006年8月11日



8月12日



8月13日



8月15日

図4 オットンガエルの繁殖巣の変化

8月11日から13日にかけて巣が徐々に大きくなり、15日に卵が確認された。

にメスが先に巣で待っていて後からオスが来たパターンが観察された。メスが先に巣に入ったパターンでは、そのメスが前肢、後肢を共に使い、巣を広げる行動が観察された。これまでにオットンガエルの巣をつくるのはオスだといわれてきたが、実際の行動の観察例はなかった。今回メスが巣を広げる行動が観察されたことから、少なくともメスも巣を作ることに関わっていることが初めて明らかになった。

#### 5. 社会への研究成果の還元

オットンガエルに対する関心を高めるために、本研究で得られた成果を中心として、以下のとおり発表を行った。

##### (1) 2006年6月18日、19日

「奄美の森のカエルたち～その生態をかいまみる～」と題して、奄美博物館(18日：環境省奄美野生生物保護センター主催)、根瀬部公民館(19日：奄美市

根瀬部集落主催)で講演会を行った(写真1)。奄美博物館の聴衆層は、現地で自然関係の仕事や活動に関わっている人など、比較的自然やその保全に関心が高い人が多かった。一方で、根瀬部公民館の聴衆層は、子供からお年寄りまで幅広く、オットンガエルに対する一般的な知識や関心度を反映していると考えられた。どちらも80人ほどの参加者であった。

質問内容は聴衆層の違いを反映して大きな違いが見られた。奄美博物館では、マンガースの影響やマンガース駆除について、またカエル類や他の在来種の保全策に関することが議論の中心になった。根瀬部集落では、繁殖行動や食性など、オットンガエルの生態についての部分が関心の的であった。オットンガエルを含め在来種の保全を進めるためには、一般の人が関心を抱くようになることが重要な要素となる。今回聴衆層の異なる2つの講演会を行ったことで、生物の生態など、一般の人が身近に感じられる話題を提供することの重要性が実感された。

## (2) 2006年9月

爬虫両棲類学会報でオットンガエルの生息状況を報告した。タイトルは「奄美大島におけるイシカワガエル・オットンガエルの生息状況」(岩井・亘 2006)である。

## (3) 2006年11月～

奄美博物館での「奄美大島のカエルコーナー」常設展示を開始した(写真2)。奄美大島のカエル類を紹介すると共に、オットンガエル特集コーナーを設け、昨年度と今年度の助成研究成果の紹介を行っている。全体の構成は大きく3部に分けられ、第1部では、奄美大島のカエル類を概説し、第2部はオットンガエル特集で生態や生息状況などを紹介し、第3部では奄美大島のカエル類に対する脅威について、交通事故やマングースによる捕食の事例紹介も含めて説明を行っている。今後も頻繁に展示内容を更新し、随時研究成果を発信していく予定である。

## 謝辞

本研究を行うに当たり、以下の方々にご協力いただきました。阿部愼太郎氏、戸田光彦氏、川口和範氏、多賀洋輔氏、宮下直氏、山田文雄氏、奄美博物館の皆様、奄美野生生物保護センターの皆様、根瀬

部集落、知名瀬集落の皆様。この場を借りて深く感謝申し上げます。

## 引用文献

- 岩井紀子・亘悠哉. 2006. 奄美大島におけるイシカワガエル・オットンガエルの生息状況. 爬虫両棲類学会報. 2006 : 109-114.
- 岩井紀子・亘悠哉・戸田光彦・阿部愼太郎・加賀谷隆. 2006. 奄美諸島固有種オットンガエルの保全生態学的研究. プロ・ナトゥーラ・ファンド第15期助成成果報告書 : 51-59.
- 環境庁. 2000. 改訂・日本の絶滅の恐れのある野生生物—レッドデータブック—3. 爬虫類両生類. 自然環境研究センター.
- 前田憲男・松井正文. 1999. 改訂版日本カエル図鑑. 文一総合出版, 東京.
- 戸田光彦. 2000. 各種群の概要と希少種の生息状況 - 3. 両生類・爬虫類. 奄美大島希少野生生物調査報告書 : 54-68. 自然環境研究センター.
- 当山昌直・倉本満・森田忠義・前田憲男. 1989. 奄美大島における両生・爬虫類の分布. 昭和63年度奄美大島調査報告書. 環境庁自然保護局.

Otton frog is an endangered species endemic to Amami islands, Japan. We conducted a conservational research on this species to complement the critical lack in the knowledge of its biology. The results of our surveys were as follows; 1) Distribution: We showed the frequency of occurrence of Otton frog in island-wide areas. Relative density was extremely low in central area where mongoose has been established for a long period. 2) Dispersion: Dispersal distance of adults might be quite short. 3) Reproduction: Expanding a reproductive nest by female was observed. For the conservation of Otton frog, it is necessary to obtain further biological information and public concerns.

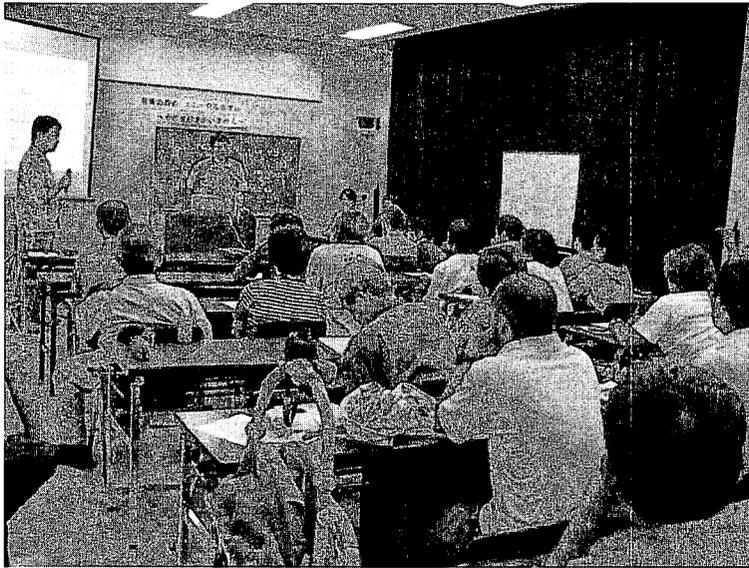


写真1 奄美博物館での講演会  
「奄美の森のカエルたち～その成体をかいまみる～」

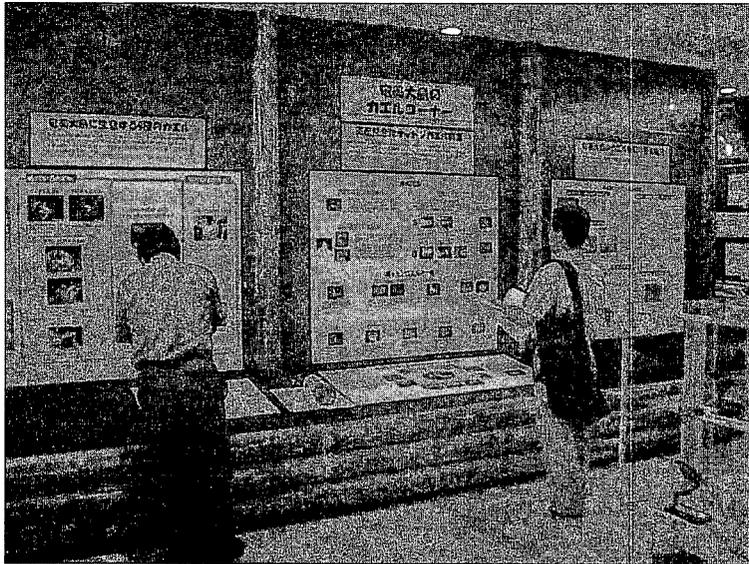


写真2 奄美博物館での常設展示「奄美のカエル」

## 島根県大橋川の汽水環境の保全に関する研究

大橋川の汽水環境を調べる会

倉田 健悟<sup>1)</sup>・堀之内 正博<sup>1)</sup>・戸田 顕史<sup>2)</sup>

平塚 純一<sup>3)</sup>・布村 昇<sup>4)</sup>・品川 明<sup>5)</sup>

### Study on conservation of brackish water environments in Ohashi River, Shimane Prefecture

Investigation group for brackish water environments of Ohashi River

Kengo Kurata, Masahiro Horinouchi, Kenji Toda,

Jun'ichi Hiratsuka, Noboru Nunomura and Akira Shinagawa

島根県大橋川は宍道湖と中海を繋ぐ約7.6kmの汽水の河川であり、治水のため河道の拡幅と川底の掘削を行う事業計画が進行している。本研究は、大橋川において優占するヤマトシジミとホトトギスガイの個体群動態を調べ、計画されている河川改修事業の影響について考察した。

大橋川の上流から下流まで流心部に数地点の定点を設け、2005年11月から毎月、採集した個体の殻長を計測した。

これらの結果、および大橋川と剣先川の塩水の遡上のパターン、7月の洪水によってホトトギスガイがいなくなったことを考えると、2種の分布は塩水の挙動と密接に関係していることが示唆された。

河川改修計画は河床の浅い剣先川を深く掘削するものとなっており、これにより塩水がより頻繁に入るようになれば、ヤマトシジミとホトトギスガイの2種の分布や個体群動態が変化する可能性がある。

#### 1. ヤマトシジミとホトトギスガイの個体群動態

##### (1) 目的

大橋川は宍道湖と中海を繋ぐ約7.6kmの河川である。両方の汽水湖の水位差は平均10cm程度であり、美保湾の潮汐や斐伊川の河川流量、および風や気圧の気象条件等により、宍道湖から低い塩分の水、中海から高い塩分の水、が大橋川を流れる。上流側と下流側では、主にその塩分の違いによって、河床を生息場所とする底生動物群集が変化する。すなわち、上流側ではヤマトシジミが、下流側ではホトトギスガイがそれぞれ優占する。また中海からの塩水はくさび状に遡上して大橋川では成層を示すことが多く、

このような水理動態がヤマトシジミとホトトギスガイの分布に影響していると考えられる。

現在、治水のための河川改修事業計画が進められており、河道の拡幅と川底の掘削をほぼ全域で行う案になっている。事業者による環境調査が実施中であるものの、これまで大橋川の生態系に関するまとまった調査研究例がなく、情報が不足している。改修事業によって水深や塩分が変化すれば、ヤマトシジミとホトトギスガイの空間的および時間的動態は、現在と大きく変わる可能性がある。宍道湖はヤマトシジミの生産量が全国で第1位であり、大橋川の改修による宍道湖への影響が懸念されている。

1) 島根大学汽水域研究センター

2) 島根県環境保健公社

3) 島根野生生物研究会

4) 富山市科学博物館

5) 学習院女子大学

本研究は、島根県大橋川において優占する2種の底生無脊椎動物のヤマトシジミとホトトギスガイに着目し、現在の環境における個体群動態を調べた。汽水域の生態系の特徴である塩分環境の時間的および空間的变化と2種の底生動物の動態の関係を解析し、計画されている河川改修事業の影響について考察した。

## (2) 方法

大橋川の上流から下流まで流心部に数地点の定点を設け、2005年11月から毎月、スミスマッキンタイヤ型採泥器を用いて各地点の河床の底生動物の採集を行った(図1)。0.5mm目合いのサーバネットを用いて船上で底泥を落とし、ポリエチレン袋に入れて実験室に持ち帰った。実験室で2mm目合いと0.5mm目合いのふるいを使用してふるい分けを行った。0.5mm目合いのふるいに残った試料は今後分析するため10%中性ホルマリンで固定して保存し、2mm目合いのふるいに残った試料について選別を行った。ヤマトシジミ、ホトトギスガイ、その他の

無脊椎動物に分けた後、ヤマトシジミとホトトギスガイについて殻長を計測した。月ごとの頻度分布の変化から小型個体の加入時期、成長、生残率などの個体群パラメータを推定した。なお3ヶ月に一度、定点の間の中間点や、定点を含む河川断面において水深別に採集するなどして地点数を増やし、より詳しい分布も調べた。

毎月の調査時に各定点では、携帯型センサーを使用して水深別の塩分および溶存酸素濃度の測定を行った。また大橋川と並行して流れる剣先川の2ヶ所の定点(S-1、S-2)において自動記録型センサーを設置し、浅い水深の河床を持つ剣先川の塩水動態を解析した。ヤマトシジミとホトトギスガイの個体群動態に対するこれらの環境要因の影響を推定した。

## (3) 結果

観測時によって異なるパターンで大橋川への塩水の進入が見られた(図2)。2ヶ所に設置したセンサーのデータから、浅い河床の剣先川に15psu程度の塩水が入っていることが分かった。

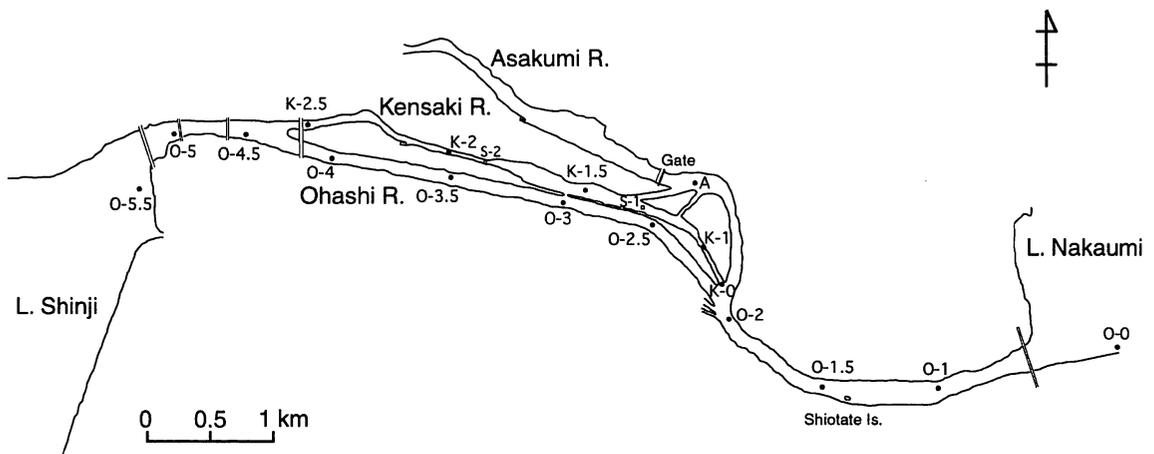


図1 採泥調査を行った地点の地図

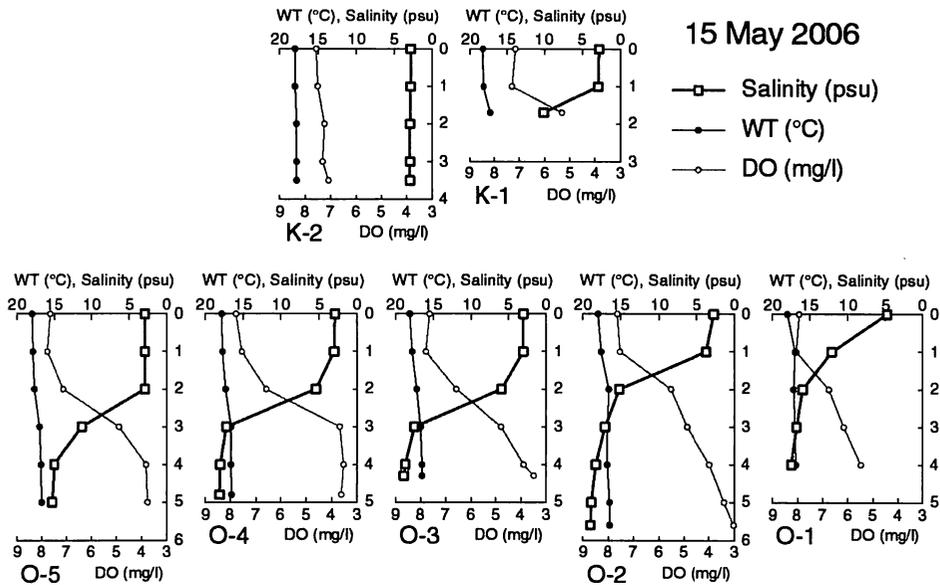


図2 水温、塩分、溶存酸素濃度の鉛直分布  
2006年5月の観測時の結果を示す。

ヤマトシジミは主に大橋川の上流側と下流の浅部、および剣先川に分布していた(図3)。上流側では深部の現存量が大きい傾向があり、下流側では浅部に大きな個体が多く、現存量が大きかった。ヤマトシジミの3~4mm程度の加入個体は5月頃に多く採集された(図4)。この加入群は8月には8~10mmに成長すると推定された。しかしながら、3~4mmの個体は春から夏の間を通して見られ、加入が比較的長い期間に起こっていると考えられる。

ホトトギスガイは大橋川の下流側に多く分布し、剣先川では個体数が少なかった(図3)。下流のO-1やO-2では12月、1月には現存量が大きかった。その後1月、2月頃から大幅に現存量が低下した。また、2月頃までは大橋川の上流であるO-4やO-5の深部に生息していたものの、3月、4月頃からほとんど見られなくなった。深部でホトトギスガイの大個体が多く採集され、現存量が大きい反面、浅い場所では大きな個体は少なかった。

ホトトギスガイの3mmの加入個体は2~3月頃に多

く見られ、このコホートはO-2では6月に7mmに成長し、最も下流の地点のO-1では7月に11mmの大きさになった(図5)。加入個体と思われる3mmの個体は4、5月も採集され、加入の期間は数ヶ月間の長いものと考えられる。また、2005年11月の小型個体のコホートの存在から、夏から秋にまとまった加入があると推測される。

2006年7月に斐伊川で大規模な出水があり、宍道湖から中海まで一時的に大きく塩分が低下した。これにより、ホトトギスガイは大橋川からいなくなったが、9月には再び採集され、早い加入が起こることが分かった。

#### (4) 考察

季節、水深、および出水などの現象により、ヤマトシジミとホトトギスガイの両種の分布は変化した。大橋川と剣先川の塩水の遡上のパターンと、洪水によってホトトギスガイがいなくなったことを考えると、2種の分布は塩水の挙動と密接に関係していることが示唆される。

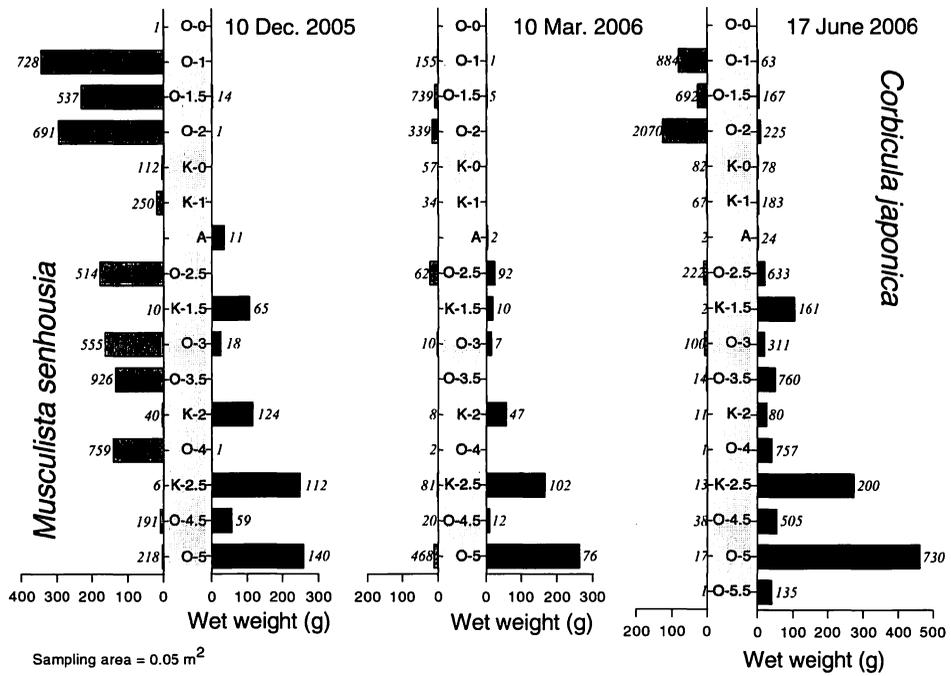


図3 ヤマトシジミとホトトギスガイの分布  
地点を下流から上流へ並べて表示した。バーの横の数値は個体数を示す。

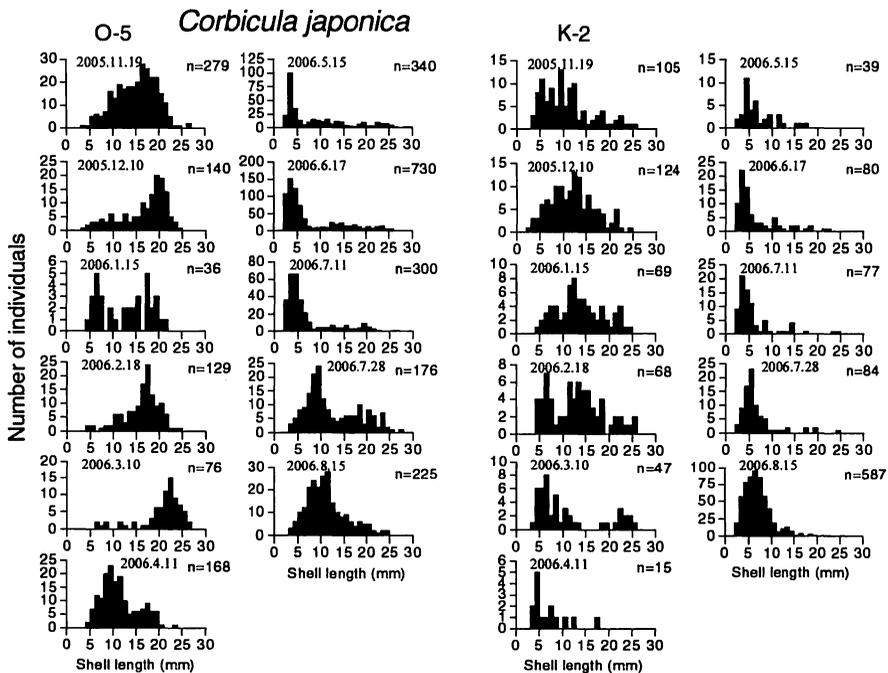


図4 ヤマトシジミの殻長頻度分布の月変化  
O-5とK-2の結果を示す。

## Musculista senhousia

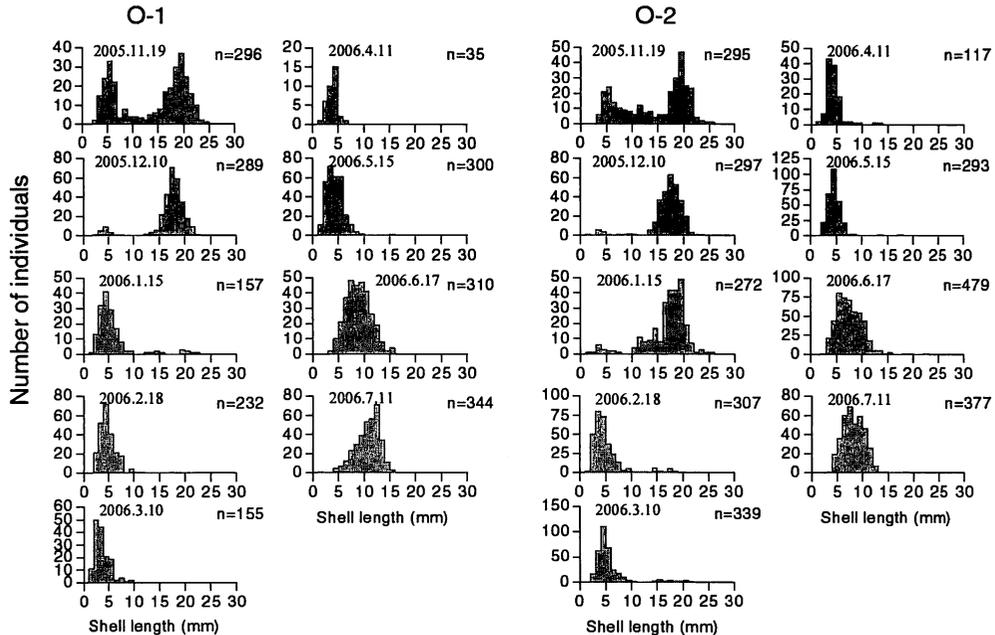


図5 ホトトギスガイの殻長頻度分布の月変化  
O-1とO-2の結果を示す。

地中海では冬季のホトトギスガイの減少は、キンクロハジロなどの潜水ガモ類の捕食によるものが大きいとの報告がある。大橋川下流の冬から春にかけてのホトトギスガイの急激な減少は、これらの潜水ガモ類の影響であると推測される。

今後の課題として、地点や水深によるサイズ組成の違いの原因を明らかにすることが挙げられる。例えば、鋤簾によるヤマトシジミの漁獲、潜水ガモ類によるホトトギスガイの捕食、などがサイズ組成にどのような影響を及ぼすのかを調べる必要がある。また、加入個体が数ヶ月の間見られたことは、繁殖や新規定着が年に数回、もしくは長い間起こっていることを示すものであり、今後の継続調査によって個体群動態を詳しく解析する。

剣先川には塩水が度々入ってきているにも関わらず、ヤマトシジミが多くホトトギスガイが少ないという特徴があった。河川改修計画は河床の浅い剣先川を深く掘削するものとなっており、これにより塩

水がより頻繁に入るようになれば、ヤマトシジミとホトトギスガイの2種の分布や個体群動態が変化する可能性が示唆される。

## 2. 水生植物群落に関係した魚類の分布

### (1) 目的

大橋川下流域には、被子植物のコアマモ (*Zostera japonica*) が形成する群落 (以降コアマモ場と呼ぶ) が広がり、また、その群落に近接した岸辺に沿って抽水植物のヨシ (*Phragmites australis*) が形成する群落 (以降ヨシ帯と呼ぶ) が発達している。このような植生のあるハビタットは魚類にとって重要な生息場所であり、また稚魚期の成育場となっていることが知られているが、大橋川のコアマモ場とヨシ帯をどのように利用しているのか、まだほとんどわかっていない。そこで、これらの場所にどのような種がどれくらいの密度で出現するのか明らかにすることを目的とした。

## (2) 方法

対象としたコアマモ場とヨシ帯とは近接しているため、コアマモ場とヨシ帯およびそれらに囲まれた砂地を一つの系とみなし(以降、植生区域と呼ぶ)、この区域において、各季節に1×20mのトランセクトを10本設定して潜水観察を行い、各トランセクト内に出現した各種の個体を計数した。種組成をより詳しく明らかにするために、トランセクト観察終了後、1時間ほどゆっくり泳ぎ、その間にこの植生区域内に出現した魚種についても記録した。また、同様の調査をコンクリート護岸でも行い(ただしトランセクトは5本)、種数や個体数を植生区域と比較することにした。

## (3) 結果

植生区域には合わせて17科30種の魚類が出現した(表1)。種数で最も多かったのはハゼ科で9種が記録され、ついでボラ科の4種であった。トランセクトあたりの平均総個体数は10.47であった。出現個体数が多かったのはマハゼで、全体の約36%を占め、次いでビリンゴ(約27%)が多かった(図6)。また、各種の個体数の相対的な割合をもとに計算した多様性指数(Shannon-Wiener index)の値は1.82であった。一方、コンクリート護岸には2科5種が出現した(表1)。トランセクトあたりの平均総個体数は7.94であった。出現個体数が多かったのはビリンゴ(総個体数の約60%)とマハゼ(約17%)であった(図6)。多様性指数(Shannon-Wiener index)の値は1.17であった。

## (4) 考察

調査を行った植生区域は、種数や密度、生物多様性が高かった。また、稚魚期の個体も出現したため、成育場の機能も果たしていると考えられた。さらにマハゼやシラウオ、ボラのような漁業上重要な種も利用する場所であったことから、地域の生物多様性の維持のみならず、地元の漁業にも大きく貢献する場所であるといえた。一方、コンクリート護岸では、植生区域と比べると、個体数には大きな違いは無いものの、種数が少なく、生物多様性が低いことがわかった。従って、大橋川改修によってこの植生区域が破壊され、コンクリート護岸に改修されると、稚魚の成育場が消滅するばかりではなく、生物多様性の低下がおこると考えられた。

表1 出現魚種

植生区域とコンクリート護岸において出現した魚種を示す。

科名	種名	植生区域	コンクリート護岸
ハゼ科	マハゼ	●	●
	ビリンゴ	●	●
	アカオビシマハゼ	●	●
	スジハゼ	●	
	チチブ	●	●
	ヒメハゼ	●	
	アシシロハゼ	●	
	ウキゴリ	●	
	ニクハゼ	●	
	ボラ科	ボラ	
	セスジボラ	●	
	コボラ	●	
	メナダ	+	
ヨウジウオ科	ヨウジウオ	●	
	タツノオトシゴ	●	
ニシン科	サツバ	●	
コイ科	ウグイ	●	
シマイサキ科	シマイサキ	●	
スズキ科	スズキ	●	
イソギンボ科	トサカギンボ	●	
アカエイ科	アカエイ	●	
ウナギ科	ウナギ	●	
アユ科	アユ	+	
シラウオ科	シラウオ	+	
カダヤシ科	カダヤシ	+	
メダカ科	メダカ	+	
ヒイラギ科	ヒイラギ	+	
コチ科	コチ科稚魚	+	
カジカ科	カジカ科稚魚	+	
	種不明稚魚	●	
総種数	総種数	30	5

●、トランセクト内に出現した種；+、トランセクト外で観察された種。

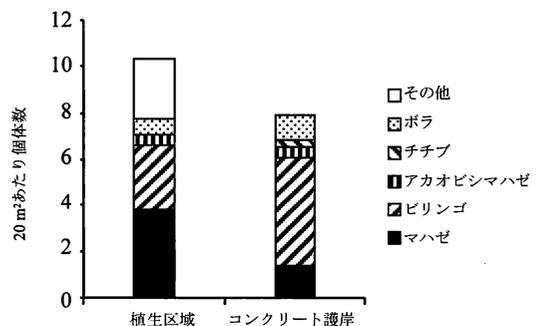


図6 トランセクトあたり平均個体数  
植生区域とコンクリート護岸の平均個体数の比較を示す。

### 3. 湿性に生息する底生動物の分布調査と野外実験

#### (1) 調査地および採集方法

大橋川下流域の湿地性植物帯において、10×10cmの範囲について底泥を深さ1-2cmほど採取し、1,000μmメッシュの篩上に残った甲殻類および貝類の種類と個体数を調べた(図7、写真1)。また、2006年1月7日にコナラ材を100×100cm設置し、木材の有無と生物の分布状況について追跡した(写真2)。

#### (2) 結果と考察

st.1のヨシ/オオクグ群落では、2006年3月18日～5月27日において全く生物は見られなかった。しかし、同年6月23日以降3種18個体の生息を確認した(表2)。

st.2のヨシ/オオクグ群落に木材を設置した環境では、2006年3月18日～6月22日にかけて全く生物は出現しなかった。同年6月29日ではニッポンヒイロワラジムシが最大で2個体出現し、同年8月5日にはニホン

タマワラジムシおよびニッポンヒイロワラジムシがそれぞれ最大2個体生息を確認した。いずれも甲殻類、ワラジムシ目である(表3)。

st.3のヨシ群落では最大3種、27個体の出現であり、調査地点の中で最も多くの生息を確認した(表4)。他の地点と比較してムシヤドリカワザンショウの個体数が多かった(写真3)。



写真1 大橋川河口

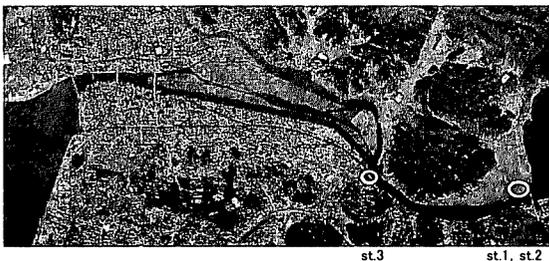


図7 湿性に生息する底生動物の調査地点  
(国土地理院撮影の空中写真、2000年12月、松江)  
下流左岸の湿性にst.1とst.2を、中流右岸の湿性にst.3を設けた。



写真2 倒木設置状況

表2 st.1: 松江市福富町(ヨシ/オオクグ群落)

学名	和名	大橋川													
		H18.3.18 4.22. 5.27	H18.6.23				H18.8.5				H18.8.27				
		①~④	①	②	③	④	①	②	③	④	①	②	③	④	
<i>Angustassiminea parasitologica</i>	ムシヤドリカワザンショウガイ		2		1							5	7	5	1
<i>Assiminea japonica</i>	カワザンショウガイ												3		1
<i>Alloniscus balsii</i>	ニホンタマガラシムシ		1	1	6		1	2	1	1		8			
<i>Littorophiloscia nipponensis</i>	ニホンヒイロワラジムシ		2		3		1		2			5	1	1	
<i>Platorchestia</i> sp.	ヒメハマトビムシ属の一種			2											
	総出現種数	0	3	2	3	0	2	1	2	1	3	3	2	2	
	総出現個体数	0	5	3	10	0	2	2	3	1	18	11	6	2	

表3 st.2：松江市福富町(ヨシ/オオクグ群落+木材)

学名	和名	大橋川										
		H18.3.18 4.22, 5.27, 6.22	H18. 6. 29				H18. 8. 5					
		①~④	①	②	③	④	①	②	③	④		
<i>Alloniscus balssi</i>	ニホンタマラジムシ							1	2			1
<i>Littorophiloscia nipponensis</i>	ニッポンヒイロワラジムシ		2	2				1			2	
<i>Platorchestia</i> sp.	ヒメマトビムシ属の一種											
	総出現種類数	0	1	1	0	0		2	1		1	1
	総出現個体数	0	2	2	0	0		2	2		2	1

表4 st.3：松江市東津田町(ヨシ群落)

学名	和名	大橋川			
		H18. 8. 27			
		①	②	③	④
<i>Angustassiminea parasitologica</i>	ムシヤドリカワザンショウガイ	19	3	8	3
<i>Assiminea japonica</i>	カワザンショウガイ	3	4		4
<i>Synidotea nipponensis</i>	ニッポンワラジヘラムシ	1			
	総出現種類数	3	2	1	2
	総出現個体数	23	7	8	7



写真3 ムシヤドリカワザンショウが多産する地点

st.1およびst.2においては、2003年6月調査ではキントニイロカワザンショウ3個体、ムシヤドリカワザンショウ13個体、ヨシダカワザンショウ24個体の生息を確認している。これらのうち、2006年6月で確認した貝類はムシヤドリカワザンショウのみであり、その個体数は最大7個体と著しく減少した。このことから、カワザンショウ類は年変動の激しい生物群であることが推測される。従って、継続調査は重要であり、そのデータを蓄積することで、大橋川湿地性植物帯の棲息状況が把握できるものと考えられる。

### (3) 保全学上重要な生物

今回確認された上記の甲殻類および貝類のうち、以下の各種は、水産庁(西脇 1996, 黒住 1996)、世界自然保護基金日本委員会(WWFジャパン; 和田ほか 1996)、島根県(しまねレッドデータブック改訂委員会 2004)によるレッドデータブック(RDB)に記載され、保全を必要とする生物として稀少性評価を与えられている。そのカテゴリーを括弧内に示した。

#### ●ムシヤドリカワザンショウ(WWF ジャパン:「危険」)

本種の個体群は河口部汽水域の泥底または砂泥底にヨシ原が保持されなければ生存が困難と考えられる。河口の護岸や埋立などによって全国的にヨシ原が減少しているため、本種も WWFジャパン RDBで「危険」とされたとおりの減少傾向にある。福田(2000)は、本州～九州の河口のヨシ原に見られるカワザンショウ科各種のうち、「ヨシ原の状態が悪化したときにまず最初になくなるのがムシヤドリカワザンショウである」と述べている。

#### ●ニホンハマワラジムシ(島根 RDB:「情報不足」)

自然海岸の転石帯および飛沫帯で、適度な湿り気と潜行可能な底質に生息するため、生息地は限られる。良好な自然海岸の指標種として重要である。

#### ●ニッポンヒイロワラジムシ(島根 RDB:「情報不足」)

自然海岸の転石帯および飛沫帯で、適度な湿り気

と粗い砂利が堆積するなど、独特の環境条件を満たす場所に生息するため、生息地は限られる。極めて限られた自然海岸にのみ生息し、良好な自然海岸の指標種として重要である。

#### 4. ヤマトシジミ代謝産物による大橋川の水環境評価

##### (1) 目的

これまでの湖水や河川環境の評価は、計測器や分析器などを用いた化学的観測と生息生物分布調査などの生物学的観測に依存していた。本研究では生化学的観点に立脚し、湖沼や河川に生息するヤマトシジミ中の各種代謝産物が生息環境の変化(特に、貧酸素や無酸素など)に対応して変動することを利用し、ヤマトシジミの代謝産物が生息環境の判定指標(健康評価指標)ならびにヤマトシジミが経験した生息環境、すなわち大橋川の環境や底質環境などの水環境評価の判定指標(河川環境評価指標)として有効か否かについて検討することを目的とした。

##### (2) 方法

2006年5月15日に大橋川5観測点のヤマトシジミを試料とした(図1)。観測地点に生息するヤマトシジミを採集し、体液中のコハク酸などの有機酸を分析するとともに生息環境の水質(溶存酸素、塩分濃度、水温など)を測定した。

##### (3) 結果

表5に観測点の水質データおよび観測点で採集したヤマトシジミの有機酸データを示した。観測地点の水質データでは中海に近い調査地点および深度が深い調査地点ほど塩分が高かった。この範囲の塩分はヤマトシジミの生息に影響しない濃度であり、塩分ストレスを感じていないと判断される。溶存酸素は深度により異なり、深いほど酸素濃度が低かった。ヤマトシジミのコハク酸濃度は主に溶存酸素の影響を受け変動する。今回の調査では溶存酸素はヤマトシジミの生残に影響する濃度ではなく、コハク酸濃度も995nmolから4,974nmolの範囲にあった。しかし、宍道湖に近い調査ポイントO-5はコハク酸濃度4,974nmolと他の調査ポイントに比べ高く、ヤマトシジミが多少の嫌気ストレスを感じていると判断される。

ヤマトシジミ健康状態をコハク酸濃度から評価すると、健康状態は良好と判断された。また、観測した2006年5月15日における大橋川調査地点の水環境はそこに生息しているヤマトシジミにほとんどストレスを与えないことから、良好な水環境であったと判断された。

表5 大橋川観測点の水質データおよびヤマトシジミのコハク酸濃度

2006年5月に採集したサンプルの結果を示す。

調査地点	深度(m)	水温(°C)	塩分(psu)	DO(mg/L)	コハク酸(nmol/ml)
O-2	2	17	15	5.5	1528
O-3	2	17	5.9	6.6	995
O-3	4.3	17	19	3.5	2193
O-4	2	17	5.4	6.6	2639
O-5	5	17	15	3.8	4974

#### 引用文献

- 福田宏. 2000. 巻貝類 I—総論. 佐藤正典編. 有明海の生きものたち. pp. 100-137. 海游舎, 東京.
- 福田宏・溝口幸一郎・鈴木田亘平・馬堀望美. 2002. 佐賀県太良町田古里川河口の貝類相—2. 追加種. 佐賀自然史研究, 8: 47-55.
- 黒住耐二. 1996. ミズゴマツボ. 日本水産資源保護協会編. 日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料(III)軟体動物. pp. 22-28, 83-84. 日本水産資源保護協会, 東京.
- 西脇三郎. 1996. イシマキガイ. 日本水産資源保護協会編. 日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料(III)軟体動物. pp. 3-7, 79. 日本水産資源保護協会, 東京.
- 和田恵次・西平守孝・風呂田利夫・野島哲・山西良

平・西川輝昭・五嶋聖治・鈴木孝男・加藤真・島村賢正・福田宏. 1996. 日本における干潟海岸とそこに棲息する底生生物の現状. WWF Japan Science Report, 3: 1-182.

佐藤仁志・山内健生. 2004. 改訂しまねレッドデータブック. pp. 185-187.  
布村昇. 2002. レッドデータブックとっとり. pp. 160-161.

Ohashi River is a brackish river of about 7.6 km length, connecting Lakes Shinji and Nakaumi in Shimane Prefecture. Project plan of widening the river and dredging the river bed is now proceeded for flood control. In this study, we investigated distribution and population dynamics of *Corbicula japonica* and *Musculista senhousia*, which are the dominant bivalve species in Ohashi River, and discussed the possible influence of the proposed project plan for flood control of the river to the two dominant species.

Sediment samples were collected monthly at the several selected stations in the rivers from upstream to downstream of Ohashi River and Kensaki River, which flows parallel to Ohashi River, since November 2005. Water qualities such as salinity and dissolved oxygen concentration were measured. Measurement of the collected specimens were done for their biological parameters, including the number of individuals, shell length and wet weight.

From the results of biological data analysis, distribution and population dynamics of the two dominant species were elucidated. Patterns of incoming saline water into Ohashi River and Kensaki River were revealed and disappearance of *M. senhousia* after flood in July 2006 was also observed. It is suggested that the distribution of the two species is closely related with the dynamics of saline water.

The project plan of the river repair aims to dredge the rivers, especially largely in Kensaki River, where shallow water depth of the river beds are prevailing. If saline water frequently reaches along the river to the upstream, the distribution and population dynamics of the two dominant species may change from the present status.

# 分断景観におけるササの分布拡大が林床草本の 種多様性に与える影響

帯広孤立林研究グループ

紺野 康夫<sup>1)</sup>・富松 裕<sup>2)</sup>・山岸 洋貴<sup>3)</sup>・近藤 錬三<sup>1)</sup>・佐藤 雅俊<sup>1)</sup>

## Range expansion of a dwarf bamboo induced by forest fragmentation and its effect on species diversity of forest herbs

Obihiro Research Group of Forest Fragmentation

Yasuo Konno, Hiroshi Tomimatsu, Hiroki Yamagishi, Renzo Kondo and Masatoshi Sato

森林の分断化は、エッジ効果による環境条件の改変をもたらす、新たな種の侵入を招く恐れがある。しかし、分断化による生物学的侵入の影響を報告した例は少ない。本研究では、北海道帯広市の17の分断林を対象として、在来種オオクマザサの生物学的侵入の可能性と、それが林床草本群集に与える影響を評価した。大きな林ではササが林縁を中心として分布し、小さな林ほど生育密度が高く、林縁からの距離は生育密度の分散をよく説明した。また、ササの生育密度は、エッジ効果を示した光などの環境条件と有意な相関関係を示した。これらの結果は、エッジ効果から期待される予測とよく合っていた。また、ササの生育密度が高い調査区では、林床草本の種多様性が小さかったが、その影響は分類群によって異なった。以上の結果から、(1)ササが、分断後に分布を拡大したこと、(2)ササの増加は、林床草本の種多様性や群集構造に影響を与えたこと、が示唆される。

### 1. 背景と目的

林床草本は、温帯域の生物多様性を構成する重要な要素であり (Whigham 2004)、近年の開発にともなう森林の分断化(以後、「分断化」とする)が、林床草本の多様性に与える影響が懸念されている (Honny et al. 2005, Tomimatsu & Ohara 2006)。分断化は、林縁を中心とした環境条件の変化(=エッジ効果)をもたらす(富松 2005)。環境が変わると、その環境を好む種が新たに侵入、もしくは分布を拡大し (“fluctuating resource hypothesis” ; Davis et al. 2000)、侵入種との競争が既存の群集構造に影響を与える可能性がある。しかし、分断化による侵入・分布拡大の影響を報告した例は少ない(例えば、報告例として Laurance et al. 2001を参照されたい)。

北海道十勝平野では、1880年代からの農地開拓の結果、現在では小さな孤立林が点在する。一部の林では、林床にオオクマザサ (*Sasa chartacea*; 以下、「ササ」とする)が密生し、他の林床植物が少ない。ササ類は強い競争力を持つが、一般に明るく環境を好む植物である。したがって、分断化による林床環境の変化にともなうササが林内で分布を拡大し、草本種を競争によって排除してきた可能性がある。しかし、ササの分布に関する過去の記録が無く、分断化の影響に関しては推測の域を出ていない。

本研究では、帯広市南部の17の分断林を対象として、ササの生物学的侵入の可能性と、それが林床草本群集に与える影響を評価した。もし、ササが分断後に分布を拡大したとすれば、現在の分布はエッジ

1) 帯広畜産大学畜産科学科

2) 首都大学東京大学院理工学研究科

3) 北海道大学大学院地球環境科学研究院

効果を反映していることが期待される。そこで、エッジ効果が強くはたらくことが期待される林縁や小さな林で、ササの生育密度が高いかどうかを検証した。また、ササには多くの植物ケイ酸体( $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ )が含まれるが、ケイ酸体は植物体が枯死した後も細胞の原形を保ったまま土壌中に堆積する。ササの植物ケイ酸体は特有の形態を示し、過去に堆積した土壌中のケイ酸体を数えることで、過去の分布のある程度復元することが出来る(=プラントオパール分析; 近藤 2004, 2005)。そこで、2つの分断林から採取した土壌試料中のケイ酸体量から、森林が分断される前後のササのバイオマスの変化を推定することを試みた。

## 2. 方法

### (1) 調査林の選定

帯広市南部に調査区域(〜350km<sup>2</sup>)を設け、17の調査林(A-Q; 図1)を選定した。選定に際しては(1)主にヤチダモやハルニレが林冠を構成する湿性の落葉広葉樹林であること、(2)畑や牧草地・道路などによって囲まれ、対象林をはっきりと定義できること、(3)調査許可が得られること、の3つの基準を設けた。

### (2) ササの分布と林床草本相

各林内を5m間隔のグリッドに区切り、ササの有無を記録した。また、ササの数度(abundance)を定量するため、各林内に20の円形調査区(各々25m<sup>2</sup>, total N = 340)を設定し、稈の密度と高さを記録した。両者は正の相関を示すため(N = 257, r = 0.43, P < 0.001)、以後は稈の密度のみを分析に用いる。稈の密度の平均は36.72本・m<sup>-2</sup>で、最大値は147本・m<sup>-2</sup>だった(これは、地上部の乾燥重量〜440gに相当する)。また、調査区内の林床に出現した草本種を春(5-6月)、夏(7月)、秋(9月)の3回に分けて記録した。さらに、各調査林を南北に横切る幅10mのベルトトランセクト内、林縁から<10m内に出現した草本種を記録した。

### (3) 環境条件の測定

上記の円形調査区から、空間的に偏りが生じないように90区を選び、以下の環境条件を測定した。まず、光条件を定量するため、調査区の中心で全天写真を撮影し、生育期間内の直接放射・間接放射・全

放射量を推定した。写真は、散乱光条件下で高さ1.3mから撮影し、GLAソフトウェア(<http://www.rem.sfu.ca/forestry>)で分析した。光条件を特徴づける3変数は互いに強い相関関係を示すため、主成分分析を適用し、第一および第二主成分(それぞれlight1、light2とする。両者で全分散の〜100%を説明する)を分析に用いた。次に、土壌水分センサー(Hydrosense、Campbell Scientific)を用いて、地表から深さ12cmまでの平均的な土壌含水率を測定した。土壌含水率の測定は同一日に行い、4回の反復をとった。また、リターと腐植土の厚さ(cm)を定量し、プロット内4ヶ所から土壌のコアサンプル(直径5cm、深さ5cm)を採取した。土壌サンプルはすべて混ぜ合わせて40°Cで乾燥し、孔径2mmの篩にかけた。得られた乾燥細土を使って、土壌pHやC、N、P(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)量を分析した。N・C量は強い

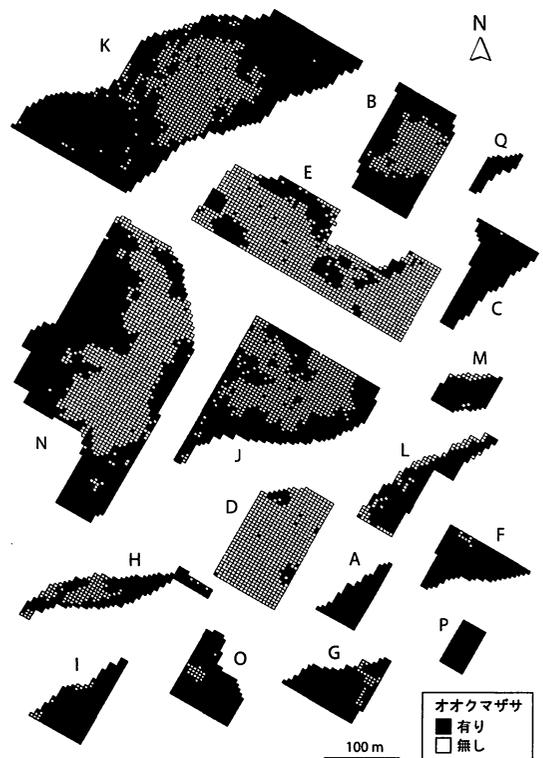


図1 調査林A-Qにおけるオオクマザサの分布  
グリッドの間隔は5mで、黒く塗られた場所でオオクマザサが見られる。

相関関係を示したため( $r = 0.98$ )、両変数の第一主成分(全分散の99%を説明する)を分析に用いた。

#### (4) データ分析

ササの稈の密度を説明する要因を、重回帰モデルを用いて分析した。説明変数は、エッジ効果の特徴づける変数群(D)と、環境条件を表す変数群(E)とに分けられる。前者は、distance to edge(最も近い林縁までの距離; 対数変換した)、edge age(最近接のエッジが形成されてからの年数; 1961年から2000年に測量された1:25,000地形図から推定した)、edge orientation(最近接エッジの方角; Zheng & Chen 2000の方法で変数化した)の3変数である。後者は、light1(光の強さ)、light2(直接・間接放射量の違い)、H2O(土壌含水率)、pH(土壌pH)、humus(リターと腐植土の厚さ)、N-C(N・C量の第一主成分)、P(全リン量)の7変数である。まず、説明変数間の相関を最小限にするため、backward elimination( $P$ -to-remove criterion=0.1)を用いて各変数群から変数を選択した。選択された以下の6変数D: distance to edge, E: light1, pH, humus, N-C, P を用いて“partial linear regression”分析(Mac Nally 1996; Legendre & Legendre 1998, p.528)を行い、応答変数のばらつきを(1)Dのみで説明できるもの、(2)Eのみで説明できるもの、(3)DとEの相関による効果、(4)モデルでは説明できないもの、の4つの要素に分解した。また、Eを説明変数とする重回帰分析から標準偏回帰係数を求め、各環境条件の相対的重要性を検討した。

ササが林床草本に与える影響を定量するため、各調査林や調査区の種数(species richness)を算出し、ササの稈密度との相関関係を調べた。また、その効果が分類群によって異なるかどうかを検討するため、出現頻度が比較的高い14の分類群に対してPearson's  $\phi$  (Legendre & Legendre 1998, p.256)を計算した。この指数は、ササと特定の分類群の出現パターンに相関関係があるかを定量するもので、-1から1までの値をとり、 $\phi > 0$ のとき両者は同調した分布を示し、 $\phi < 0$ のとき排他的な分布を示す。 $H_0: \phi = 0$ を帰無仮説として、2,000回の並び替え検定を行った。

#### (5) プラントオパール分析

2つの調査林(図1中のKとF)内の計10ヶ所で、約340年前に堆積したTa-b火山灰(樽前)上部の土壌を2cm毎に採集した。その後、2~200  $\mu$ m画分粒子を分離し、その部分サンプルに含まれるタケ型ケイ酸体を計数することによって、単位容積当たりのケイ酸体数を求めた。当初、採集した土壌の堆積年代を、加速器質量分析( $C^{14}$ 年代測定)によって推定する予定であったが、近年の研究から、今回対象とする年代(0~300年前)の測定が難しいことが明らかとなった(IntCal04: Calibration Issue, *Radiocarbon*, 46, nr.3, 2004)。これは、地磁気や太陽活動の変動の影響で、過去の $C^{14}$ 濃度が一定でないことに起因するものである(吉田 2005)。このため、今回は年代測定を行うことが出来なかったが、これは分析結果の精度を評価することが出来ないことを意味する。したがって、本稿ではプラントオパール分析の結果を示さない。

### 3. 結果

#### (1) ササに対するエッジ効果

大きな調査林ではササが林縁を中心に分布し、小さな調査林ほどササが広く林内に分布する傾向が見られた(図1)。また、小さな林ほど平均的にササの稈の密度が高かった(図2)。90の調査区を対象として、稈の密度に影響を与える要因を分析したところ、林縁からの距離(D)と環境条件(E)によって稈密度の分散の53.7%を説明することができた( $R^2 = 0.537$ ,  $F_{6,83} = 16.1$ ,  $P < 0.001$ ; 図3A)。また、林縁からの距離(D)だけで29.8%の分散が説明でき( $R^2 = 0.298$ ,  $F_{1,88} = 37.3$ ,  $P < 0.001$ )、そのうちの40%は林縁からの距離と環境条件の相関による効果(D-E)だった。

稈密度が高い場所では相対的に明るく、土壌pHが高く、リター量が多く、N・C量が多く、P量が少ない傾向がみられた(図3B)。このうち、光(light1)とリター量(humus)は、林縁からの距離と有意な相関関係を持つため(表1)、D-Eへ寄与していると考えられる。一方、土壌含水率(H2O)は、林縁からの距離と正の相関を示したが、稈の密度には影響を与えていなかった。

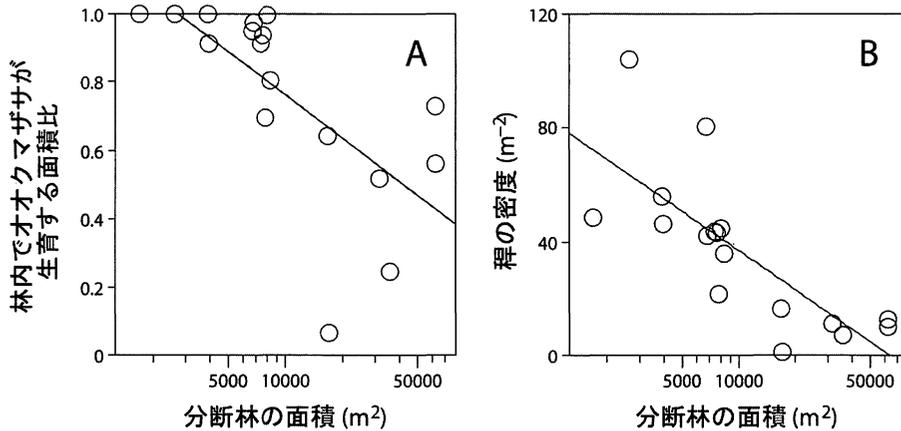


図2 調査林の大きさとオオクマザサの生育状況

調査林の面積と(A)林内でオオクマザサが分布する面積の割合と、(B)オオクマザサの稈密度との関係、 $N=17$ 。

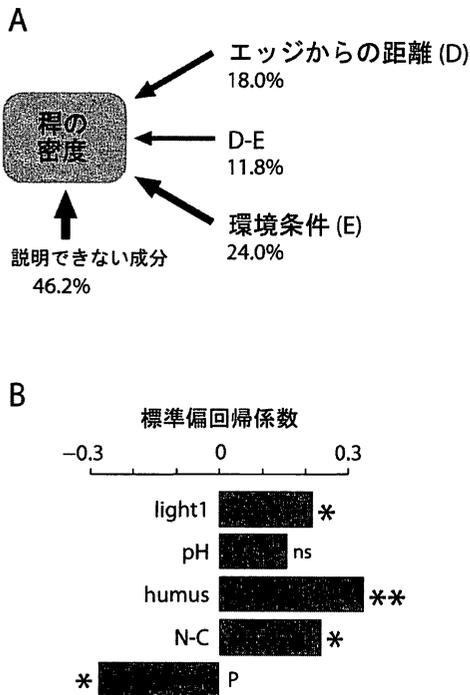


図3 オオクマザサの稈密度に影響を及ぼす要因の分析 (A)Partial linear regression 分析、 $N=90$ 。線形の重回帰モデルを用いて、稈の密度のばらつきを4つの成分に分割した。詳しくは、本文参照。(B)各環境条件の相対的重要性。環境条件を説明変数とする重回帰分析によるもの。  
\*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ 。

表1 各環境条件を林縁からの距離に対して回帰したときの回帰係数 ( $b$ ) と標準誤差 (SE)、 $N=90$ 。光条件 (light1)、土壌含水率 (H2O)、リターと腐食土の厚さ (humus) の3変数が、エッジ効果を示した。

環境条件	$b$	SE	$P$
light1	-0.027	0.012	<0.05
light2	-0.001	0.003	0.66
H2O	0.179	0.082	<0.05
pH	-0.002	0.003	0.58
humus	-0.018	0.007	<0.05
N-C	0.000	0.011	1.00
P	0.002	0.006	0.71

## (2) 林床草本の多様性と群集構造

合計128種の草本種が観察されたが、ササの稈密度が高い調査林や調査区ほど種数が少なかった(図4)。また、ササが林床草本に対して与える影響は、分類群によって異なっていた(図5)。例えば、ササが生育する調査区ではスゲ属の出現頻度が低く、キク科の出現頻度が高い傾向があった。外来種(6種; ナガハグサ、エゾノギシギシ、ハルザキヤマガラシ、セイヨウタンポポ、ヒメジョオン、オオアワダチソウ)を除いて分析した場合も、本質的に上記と同じ結果が得られた。

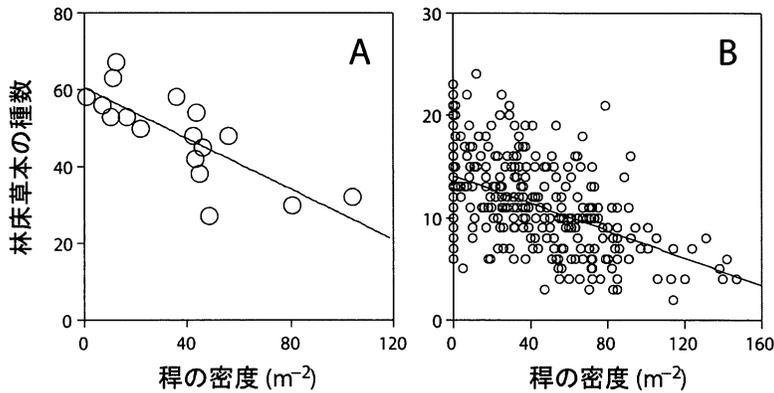


図4 オオクマザサの稈密度と林床草本の種多様性  
(A) 林レベル、 $N=17$ 。(B) 調査区レベル、 $N=339$ 。

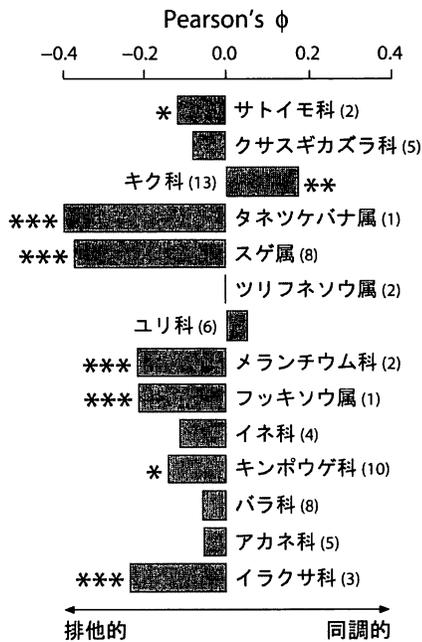


図5 オオクマザサと林床草本の分布の相関関係  
調査区におけるオオクマザサと各分類群の出現パターンに相関関係があるかを検討した。 $\phi > 0$ のとき同調した分布、 $\phi < 0$ のとき排他的な分布を意味する。括弧内は分類群に含まれる種数で、有意水準は2,000回の並び替え検定による。 $* P < 0.05$ ,  $** P < 0.01$ ,  $*** P < 0.001$ 。

#### 4. 考察

本研究は、(1)小さな林分ほどササの生育密度が高いこと、(2)ササの生育密度は、林縁からの距離によって十分に説明できることを示した(図2、3)。この結果は、エッジ効果から期待される予測とよく合うことから、分断後にササが分布を拡大したことが示唆される。ササは外来種ではないが、分断後に林外から侵入した、もしくは、林内に低頻度で生えていたササが分布を拡大したことが推測される。本研究では単純化のため、エッジ効果が「最も近い林縁からの距離の線形関数」として表されることを仮定して分析を行ったが、この仮定は必ずしも正しくない。例えば、複数の林縁に近接する調査区では、林縁からの距離に対して相乗的な効果を受ける可能性がある(“multiple edge effect”; Malcolm 1994)。このため、エッジ効果で説明できるササの生育密度の分散は、実際にはもっと大きいだろう。

ササの生育密度は、エッジ効果を示した複数の環境条件によって、よく説明できた(図3)。例えば、エッジ効果は明るい光環境をもたらし(表1)、明るい環境下ではササの密度が高い傾向がある。この結果は、分断化による環境の変化が生物学的侵入を招くとする fluctuating resource 仮説(Davis et al. 2000)を支持している。ただし、稈の密度を説明する環境条件は、必ずしもササの侵入を促す「要因」ではなく、単に

ササが侵入した「結果」かもしれない。例えば、ササが密生することで大量のリターが蓄積するだろう。このような環境条件の変化は、他の草本種の分布に影響を与えていると考えられる。

ササの生育密度は、草本の種多様性を減少させただけでなく、群集構造にも影響を与えていた(図4、5)。実際には、ササが草本種を排除したのか、草本種が衰退した後にササが侵入したのかは分からない。これらを区別するためには、ササの排除実験が必要である(McDougall & Turkington 2005)。しかし、(1)ササの生育密度が非常に高いこと、(2)一般に、ササ類が枯死した後は他種が一斉に侵入すること(例えばNakashizuka 1988、Makita et al. 1993)を考慮すれば、競争によって排除した可能性が高いと思われる。キク科の植物は、ササと同調した分布を示したが(図5)、アキタブキやオオヨモギ・ヨブスマソウ・ヒメジョオンなど、林縁や路傍を好んで生える種が多く見られた。同調した分布を示すのは、キク科の植物がササと似た環境ニッチを持つためであろう。

調査地域には、個体数が少なく絶滅が危惧される複数のレッドリスト種が見られる。今後、さらにササが分布を拡大するかどうか、草本種の絶滅リスクを左右することになる。したがって、本研究の結果を基礎として、ササの分布や林床草本のモニタリングを行う必要がある。北海道では、農地の拡大や宅地化など、開発は現在も進行している。道内には、調査地域と同様の景観や開発履歴を持つところがあることから、本研究の結果は十勝平野に限らず広い地域において、林床草本の種多様性を保全・管理するための重要な知見を与えるだろう。

## 引用文献

Davis MA, Grime JP, Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88: 528-534.

Honnay O, Jacquemyn H, Bossuyt B, Hermy M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist*, 166: 723-736.

近藤錬三. 2004. 植物ケイ酸体研究. ペドロジスト,

48: 46-64.

近藤錬三. 2005. 植物ケイ酸体研究 II. ペドロジスト, 49: 38-51.

Laurance WF, Pérez-Salicrup D, Delamônica P, Fearnside PM, D'Angelo S, Jerozolinski A, Pohl L, Lovejoy TE. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, 82: 105-116.

Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd English edn. Elsevier Science.

MacDougall A, Turkington R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86: 42-55.

Mac Nally R. 1996. Hierarchical partitioning as an interpretative tool in multivariate inference. *Australian Journal of Ecology*, 21: 224-228.

Malcolm, JR. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 75: 2,438-2,445.

Makita A, Konno Y, Fujita N, Takada K, Hamabata E. 1993. Recovery of a *Sasa tsuboiana* population after mass flowering and death. *Ecological Research*, 8: 215-224.

Nakashizuka T. 1998. Regeneration of Beech (*Fagus crenata*) after the simultaneous death of undergrowing dwarf bamboo (*Sasa kurilensis*). *Ecological Research*, 3: 21-35.

Quinn GP, Keough MJ. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press.

富松裕. 2005. 生育場所の分断化は植物個体群にどのような影響を与えるか? *保全生態学研究*, 10: 163-171.

Tomimatsu H, Ohara M. 2006. Evaluating the consequences of habitat fragmentation: a case study in the common forest herb *Trillium camschatcense*. *Population Ecology*, 48: 189-198.

Whigham DF. 2004 Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 583-621.

吉田邦夫. 2005. ライフサイエンスのためのアイソトープ測定機器(第四シリーズ)VIII. C<sup>14</sup>年代測定

の新展開：加速器質量分析(AMS)が開いた地平. *Radioisotopes*, 54: 233-255.

landscapes: a generic model for delineating area of edge influences (D-AEI). *Ecological Modeling*, 132: 175-190.

Zheng D, Chen J. 2000. Edge effects in fragmented

Forest fragments are exposed to great changes in environmental conditions, thereby allowing new species to invade into the fragments; however, biological invasions due to forest fragmentation have received relatively little attention. In this study, we assessed the possibility of biological invasion of the native dwarf bamboo, *Sasa chartacea*, and its effect on species richness of forest herbs. *S. chartacea* mainly occurs near forest edges in larger fragments and its abundance was generally higher in smaller fragments. The abundance of *S. chartacea* also increased significantly near forest edges, which were characterized by some environmental conditions such as higher solar radiation. We conclude that the distribution and abundance of *S. chartacea* are strongly affected by edge effects, and we therefore suggest that the species is likely to have locally expanded its range within the fragments. Because species richness of forest herbs was strongly negatively associated with the abundance of *S. chartacea*, local range expansion of the species following fragmentation would be a serious concern for long-term persistence of forest herbs.



写真1 分断林の林床に密生するオオクマザサ



写真2 調査風景

## 四国におけるアライグマの生息状況把握調査

特定非営利活動法人 四国自然史科学研究センター  
金城 芳典・谷地森 秀二・金澤 文吾・山崎 浩司

### Research on Status of Raccoon in Shikoku Island

Shikoku Institute of Natural History

Yoshinori Kaneshiro, Syuji Yachimori, Bungo Kanazawa and Kouji Yamasaki

#### 1. はじめに

アライグマ *Procyon lotor* は、北米原産の哺乳類である。日本では、1970年代に放映されたアライグマを主人公としたアニメーションの影響でペットとして人気が出た。しかし、気性が荒く飼育に不向きなうえに、手先が器用なことから、日本各地で逃亡・遺棄されたものと考えられている(池田 2001)。現在、日本各地の野外で確認されており、33都道府県で捕獲記録がある(常田 2001)。この都道府県には、香川県、徳島県および高知県も含まれている。

アライグマが生息することで予想される影響として、農作物被害、家屋に侵入することによる損壊、糞尿による汚染などの生活被害のほか、寄生虫や病気の媒介、在来種との競合や、希少生物の捕食など生態系への影響が考えられる。これらの影響は現実となっており、北海道での農作物被害は、平成10年度以降3,000万円で推移している(浅野ほか 2003)。長野県軽井沢町では、家屋侵入による壁などの損壊・糞尿による汚染やペットの捕食といった生活被害が起きている(福江 2006)。北海道ではニホンザリガニ(堀ほか 2001)やエゾサンショウウオ(堀ほか 2002)の捕食が報告されており、アライグマの侵入によりアオサギが集団営巣を放棄するなどの事例も報告されている(池田 2001)。

アライグマは、アライグマ回虫の宿主である。アライグマ回虫は、人獣共通の感染症であるアライグマ回虫症を引き起こすことで知られている。アライ

グマ回虫が人間に寄生すると失明や最悪の場合死亡することもある。現在まで日本国内の野外での確認例はないが、飼育下のアライグマからは確認されており、警戒が必要である。

このように、アライグマをはじめ、外来種の移入はさまざまな影響を及ぼす可能性がある。外来種の移入・定着を防止するために、平成17年6月1日から外来生物法が施行され、アライグマについても特定外来種の指定がされている。

現在、北海道や神奈川県など日本各地でアライグマ対策が進められている。しかし、四国においてアライグマ対策は積極的に実施されておらず、香川県の一部市町村で、有害獣として駆除しているのみである。また、四国におけるアライグマの生息状況は、分布などの基礎情報すら把握されていないのが現状である。四国でのアライグマの生息状況を把握し、駆除対策を検討・実施することは、さきにあげたさまざまな被害を未然に防ぐためにも有効である。

本研究は、四国におけるアライグマの生息状況を把握し、駆除などアライグマ対策を効果的に実施するための基礎資料とすることを目的として実施した。

#### 2. 調査地と調査方法

本調査は、愛媛県、香川県、徳島県および高知県の四国全域で実施した。

調査は、既存資料、アンケートおよび情報募集による生息情報収集調査、無人撮影装置による生息確

認調査、捕獲および交通事故個体の解析調査を実施した。調査方法は以下のとおりである。

### (1) 生息情報収集調査

アライグマの目撃情報を収集するためにちらし(図1)を2,000枚作成し、四国内の全市町村、図書館や博物館など文化施設など合計357ヶ所に配布した。また、四国自然史科学研究センターのホームページからも情報の募集を呼びかけた。四国内120市町村の鳥獣関係課に対しては、アンケート調査を実施した。質問項目は、移入種(外来種)問題を知っているか、アライグマが特定外来生物であることを知っているか、アライグマの目撃情報などの有無、の4項目である。情報がある場合は、情報の種類(有害鳥獣駆除、狩猟による捕獲、目撃、人からの伝聞、死体による確認)、情報年月日、情報地点の住所、環境(森林、草原、河川敷、民家付近、寺社林、耕作地、その他)、頭数および子連れの有無の記入と併せて地図に情報地点の記入を依頼した。このアンケートの結果をもとに、より詳細な調査の必要性があると感じた愛媛

県今治市および徳島県鳴門市の住民に対し、アンケート調査を実施した。アンケート総数は各市町村に100通で、合計200通である。質問項目は市町村アンケートと同様である。徳島県、高知県および香川県については県の鳥獣関係課に、愛媛県については県内の自然に精通されている方に直接聞き取りをおこなった。このほかに文献調査を実施し、情報の収集に努めた。

### (2) 無人撮影装置による生息確認調査

無人撮影装置は、生息情報収集調査で情報の得られた地点の周辺に設置した。設置の際には、アライグマの習性を考慮し、池や河川など水辺周辺に設置した。設置地点を図2に示す。無人撮影装置は41地点に設置した。

設置地点には1台の無人撮影装置を設置した。無人撮影装置は(有)麻里府商事製、Field Note 1aを付属のカメラケースおよびベルトを用いて立ち木などに固定して設置(写真1)、もしくは三脚に固定して設置した。誘引餌は用いなかった。無人撮影装置は1地点につき2週間程度放置したのち回収し、フィルムおよび電池の交換をしたのち、別の地点へ設置した。回収したフィルムは現像し、プリントからアライグマの撮影の有無を確認した。

### (3) 捕獲および交通事故個体の解析調査

アライグマの確認情報がある香川県みどり保全課および徳島県自然共生室に捕獲等で得られた個体の提供を依頼した。提供を受けた個体は、体の各部位を計測したのち解剖し、DNAサンプルとして筋肉を、



図1 配布したちらし

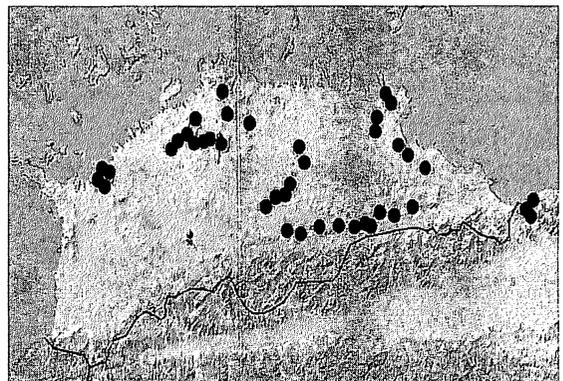


図2 無人撮影装置の設置地点

●は設置地点を示す。

食性解析のために胃袋を、寄生虫の有無確認のために消化器官を、骨標本化のために骨格を、繁殖状況の解析のために生殖器を、それぞれ採集した。寄生虫の検査は、酪農学園大学獣医寄生虫学教室の的場洋平氏に依頼した。



写真1 無人撮影装置の設置状況

### 3. 結果

市町村アンケートの回収率は69.2% (82通)であった。アライグマの情報は、香川県三木町、高松市、多度津町、三豊市および愛媛県今治市より、14件得られた。愛媛県今治市および徳島県鳴門市で実施した住民アンケートの回収率は、それぞれ愛媛県今治市で14% (14通)、徳島県鳴門市で20% (20通)であった。アライグマの情報は、徳島県鳴門市より2件得られた。このうち1件は、徳島県板野町の情報であった。愛媛県今治市から情報は得られなかった。アンケートによるアライグマ情報を表1に示す。アライグマが確認された環境は、民家付近が7件と最も多く、次いで森林および耕作地が3件、社寺林2件、その他が1件であった。草原および河川敷での確認はなかった。アライグマの確認頭数は、1頭が10件と最も多く、次いで2頭が3件、4頭が2件であった。子連れの有無については、「あり」との回答が3件あった。市町村担当者および市民の移入種問題の認知度を表2に示す。

表1 アンケートにより得られた情報一覧

No.	情報年月日	情報市町村	情報の種類*	環境**	確認頭数	子連れの有無
1.	2003年秋頃	香川県三木町	4	4	1	無
2.	2003年秋頃	香川県三木町	4	4	1	無
3.	2004年夏	徳島県鳴門市	4	1	1	無
4.	2004年	香川県多度津町	3	4	1	無
5.	2005年6月	香川県高松市	3	1	1	無
6.	2005年7月	香川県高松市	3	6	4	有
7.	2005年7月	香川県高松市	3	4	2	有
8.	2005年7月頃	香川県三木町	3	1	4	有
9.	2005年8月	香川県高松市	3	4	1	無
10.	2005年8月	香川県高松市	3	6	1	無
11.	2005年9月	香川県高松市	3	5	2	無
12.	2005年9月	香川県高松市	5	5	1	無
13.	2005年9月	香川県高松市	3	7	2	無
14.	2005年10月	香川県三豊市	4	4	1	無
15.	2005年秋頃	愛媛県今治市	4	6	不明	無
16.	2006年5月	徳島県板野町	5	4	1	無

\*1: 有害獣駆除, 2: 狩猟, 3: 目撃, 4: 伝聞, 5: 死体

\*\*1: 森林, 2: 草原, 3: 河川, 4: 民家付近, 5: 社寺林, 6: 耕作地, 7: その他

「移入種問題」を知っていますかという設問に対し、市町村担当者の76.3%が知っている」と答え、市民の移入種問題の認知度(50%)より高かった。しかし、アライグマが特定外来生物と知っていますかという設問に対しては、市町村担当者の41.3%が知らないと答えた。

県からのアライグマ情報として、香川県みどり保全課からは平成15年度、16年度および17年度の狩猟および有害駆除におけるアライグマの捕獲地点情報(5km)を提供いただいた。徳島県自然共生課からは、過去のアライグマ確認情報を提供いただいた。高知県では近年におけるアライグマの確実な確認情報は得られなかった。四国におけるアライグマの文献は、川口(2006)および四国新聞の記事(1995；2001；2004；2005)であった。ちらしおよびホームページからの情報募集については、情報が寄せられなかった。

無人撮影装置による生息確認調査では、設置した41地点のうち39地点でフィルムが回収できた。2地点では無人撮影装置が紛失したため、フィルムの回収ができなかった。39地点のうち、香川県多度津町、

東かがわ市、徳島県鳴門市の3市町4地点でアライグマが撮影された(写真2)。撮影されたアライグマはすべて単独であった。アライグマが撮影されたのは、香川県東部および徳島県鳴門市であり、香川県西部では撮影されなかった。

生息情報収集調査および無人撮影装置による生息確認調査によって得られた情報をもとに作成した四国におけるアライグマの分布状況を図3に示す。市町村アンケートにより愛媛県今治市から得られた情報は、「夜になると民家の屋根に出没し、ネコの餌を食べる」というもので、ハクビシンなどの可能性もあり、アライグマである確証が得られなかったため、分布図には含めなかった。

捕獲および交通事故個体の解析調査では、徳島県より3頭のアライグマを提供いただいた(写真3)。解析個体の概要を表3に示す。解析個体はすべて徳島県鳴門市で回収されたものであった。個体No.1は交通事故死体を回収したものであり、個体No.2、No.3は、捕獲檻で同時に捕獲されたものである。成長段階は、和歌山県田辺市の調査結果(田辺鳥獣対策協議会

表2 移入種問題の認知度

回答者	「移入種問題」を知っていますか			アライグマが特定外来生物と知っていますか	
	知っている	聞いたことはある	知らない	知っている	知らない
市町村担当者	76.3(61)	16.3(13)	7.5(6)	58.8(47)	41.3(33)
市民	50.0(16)	34.4(11)	15.6(5)	46.9(15)	53.1(17)



写真2 鳴門市で撮影されたアライグマ

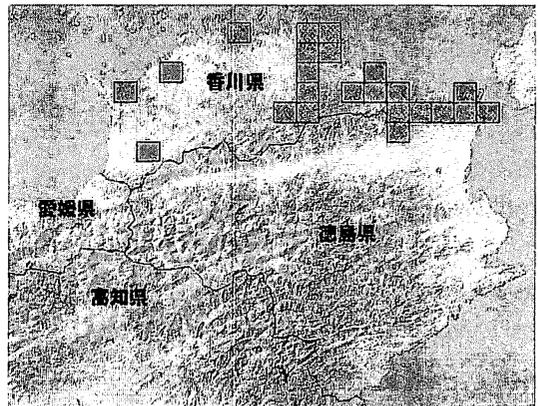


図3 四国でのアライグマの分布状況

表3 解析個体の概要

個体番号	回収場所	回収状況	性別	成長段階	体重(g)	全長(mm)	繁殖の有無	備考
No.1	徳島県鳴門市	交通事故	メス	成獣	6,000	776	有	
No.2	徳島県鳴門市	有害獣駆除	メス	亜成獣	3,150	707	無	
No.3	徳島県鳴門市	有害獣駆除	オス	亜成獣	3,890	724	無	No.2 と同時に捕獲



写真3 解析個体(No.2)



写真4 授乳痕(矢印は乳首を指す)

2005)を参考とし、体重および全長などから判断した。個体No.2は乳首に授乳痕が認められた(写真4)。子宮を確認したところ、胎盤痕が2つ認められたため(写真5)、過去に2頭の出産経験があると考えられた。寄生虫は検出されなかった。

#### 4. 考察

四国におけるアライグマの生息状況を見てみると、香川県の東部地域から徳島県鳴門市にかけて広く分布していることが分かった。また、香川県では、西部地域にも断続的ではあるが、分布していることが分かった。徳島県では、鳴門市およびその周辺にアライグマが分布していることが分かった。徳島県のアライグマは、鳥獣関係統計に平成6年に狩猟で1頭捕獲された記録はあるもののそれ以降の記録はない。アライグマが確認されるようになったのは、ここ数年のことであり、その確認事例は鳴門市に集中している。徳島県鳴門市のアライグマは、分布の連続性から考えて、香川県の個体が侵入した可能性が高い。愛媛県および高知県からは確実な生息情報は得られ

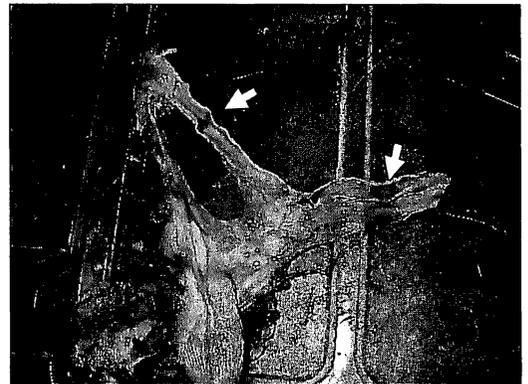


写真5 確認された胎盤痕(矢印は胎盤痕を指す)

なかった。愛媛県では、過去においてもアライグマが確認された記録はないが、高知県では、平成6年度から平成12年度にかけて合計15頭の狩猟による捕獲記録が鳥獣関係統計にある。今回の調査結果より、高知県では、アライグマが一時的に生息していたものの、何らかの理由により、定着できなかったものと考えられる。

アンケート調査および個体解析の結果、香川県および徳島県においてアライグマが野外で繁殖している可能性が高いことが分かった。神奈川県鎌倉市での調査結果によると、メスは1歳で71.4%、2歳以上で94.1%の高い割合で妊娠していた(加藤ほか 2006)。アライグマは1回の出産で3~4頭の子供を産むため、急速に個体数を増やす可能性がある。実際、神奈川県では3年間で分布域が2倍に増加した(葉山ほか 2005)。無人撮影装置調査の結果から、香川県東部地域と比較して、西部地域でのアライグマの生息密度は低いと考えられるが、愛媛県境に近い地点でアライグマの確認情報が見られる。また、徳島県北部には、アライグマが香川県からいつ侵入してもおかしくない状況である。しかし行政は今のところ積極的な対策をとっておらず、このままでは四国全域に分布が拡大していく恐れがある。そうならないためにも、行政にアライグマ対策を進めるように要望していくとともに、今後も継続して資料の蓄積に努めたい。

## 謝辞

研究を実施するにあたり、以下の方々から多大なご協力をいただきました。ここに深く感謝の意を表します。

高知市の宮野(松下)和江氏、酪農学園大学獣医寄生虫学教室の的場洋平氏、三浦半島自然誌研究会の金田正人氏、愛媛県総合科学博物館の山本貴仁氏、ネイチャー企画の宮本大右氏、古川真理氏、香川生物学会の金子之史博士、高知大学農学部の永田信治教授、高知大学の伊藤徹氏、須崎ビジネス専門学校宮崎緑氏、坪井敏史氏、高知県立のいち動物公園、高知県ボランティア・NPOセンター、徳島県自然共生室、香川県みどり保全課、高知県鳥獣対策室、香川県、徳島県、愛媛県および高知県の市町村鳥獣行政担当者の方々、愛媛県今治市および徳島県鳴門市の住民の方々、ちらし配布にご協力いただいた各施設(順不同)。

## 引用文献

- 浅野正嗣・中尾睦子. 2003. 北海道におけるアライグマ対策. 環境と公害, 33(2): 16-22.
- 福江祐子. 2006. 長野県軽井沢町でのアライグマ排除の取り組みと課題. 日本哺乳類学会2006年度大会講演要旨集: 14.
- 葉山久世・浅見順一・石渡恭之・北林輝夫・桑原尚志・田畑真悠・根上泰子・藤井 明・李 謙一・山本美和・吉之元喜科. かながわ野生化アライグマの分布調査と普及啓発パンフレットの作成. プロ・ナトゥーラ・ファンダ第14期助成成果報告書: 145-150.
- 堀繁久・的場洋平. 2001. 移入種アライグマが捕食していた節足動物. 北海道開拓記念館研究紀要, 29: 67-76.
- 堀繁久・水島未記. 2002. 野幌森林公園の両生類について. 北海道開拓記念館研究紀要, 30: 21-26
- 池田透. 2001. 移入動物アライグマの20年. モーリー, 5: 38-41.
- 加藤卓也・羽山伸一. 2006. 神奈川県鎌倉市におけるアライグマ(*Procyon lotor*)の個体群動態. 日本哺乳類学会2006年度大会講演要旨集: 13.
- 川口敏. 2006. 香川県におけるアライグマの野生化. 香川生物, 33: 13-14.
- 四国新聞. 1995. 自由港1995年10月17日付記事.
- 四国新聞. 2001. アライグマの赤ちゃん保護. 2001年4月4日付記事.
- 四国新聞. 2004. 珍客!?アライグマ来訪. 2004年10月13日付記事.
- 四国新聞. 2005. アライグマ2匹東かがわで捕獲. 2005年11月17日付記事
- 田辺鳥獣対策協議会. 2005. 田辺市におけるアライグマ調査報告書. 66pp.
- 常田邦彦. 2001. ノヤギ、マングース、アライグマ、タイワンザルの現状(川道美枝子・岩槻邦男・堂本暁子編: 移入・外来・侵入種 生物多様性を脅かすもの). pp.208-214. 築地書館, 東京.

# 放浪種ツヤオオズアリが在来アリ群集に及ぼす影響 ～海洋島における影響評価～

ツヤオオズアリ影響評価グループ

大西 一志<sup>1)</sup>・諏訪部 真友子<sup>1)</sup>・畑野 俊貴<sup>1)</sup>

## The impact of invasive ant *Pheidole megacephala* on native ant diversity in oceanic island

Research group of *Pheidole megacephala*

Hitoshi Ohnishi, Mayuko Suwabe and Toshiki Hatano

物流など人の活動に便乗して分布を広げるアリを放浪種と呼び、しばしば侵入先で外来種問題を引き起こすことが知られている。外来種による生態攪乱は生態系が単純な環境ほど影響が大きい。そこで本研究では、外来種の影響を受けやすい海洋島である南大東島に着目し、ツヤオオズアリの分布状況とアリ相調査を行うとともに、本種の分布の北限を推定することを目的とした。南大東島のアリ相調査の結果、19種のアリの分布が確認された。ツヤオオズアリは全ての植生で優占であり、分布は島全体に広がっていた。一方、固有種であるダイトウオオアリの分布は今回の調査からは確認されなかった。過去のアリ相調査と比較して種数の低下がみられたが、このほとんどが在来アリの減少によるものであり、ツヤオオズアリの分布拡大が種数変化に影響を及ぼした可能性が考えられる。トカラ列島でツヤオオズアリの分布調査を行ったが、いずれの島でも今回の調査から分布が確認できなかった。そのため、分布が確認されている奄美大島が本種の北限と推定された。

### 1. はじめに

物流などの人的活動に便乗して分布を広げるアリ種を放浪種と呼ぶ。これまでの研究から、放浪アリによる侵入先での様々な被害(人的被害、農業被害、生態攪乱)が明らかになっており(Holway et al. 2002)、そのため国際自然保護連合(IUCN)は侵略的外来種ワースト100に放浪アリ5種(アルゼンチンアリ、ヒアリ、ココミアリ、アシナガキアリ、ツヤオオズアリ)を指定している。日本においても、平成17年度に施行された特定外来生物法において、アルゼンチンアリ、ココミアリ、アカカミアリ、ヒアリの4種が特定外来種に指定されている。

現在、日本ではアルゼンチンアリ(*Linepithema humile*)が本州(中国地方)、ツヤオオズアリ(*Pheidole*

*megacephala*)、アシナガキアリ(*Anoplolepis gracilipes*)が南西諸島に分布していることが確認されており、その影響が懸念されている(杉山 2000、伊藤 2003、山根ら1999)。特に、最近侵入し比較的分布域が制限されているアルゼンチンアリとは異なり、既に南西諸島に広く分布しほとんどの島で優占しているツヤオオズアリとアシナガキアリの影響評価は急務であると考えられるが、これまでほとんど調査されてこなかった。また南西諸島は1) 亜熱帯地域であるため放浪種が通年繁殖可能であり、分布拡大速度や在来生態系への改変が早い、2) 固有種が多く生息し、また外来種の影響を受けやすい島嶼環境であるという点からも、放浪アリ調査の緊急性の高い地域といえる。そこで本研究では、外来種の影響を特に受けや

1) 琉球大学農学部：〒903-0213 沖縄県西原町字千原1番地

すい生態系の単純な海洋島(南大東島)に注目し、ツヤオオズアリが在来アリ群集へ与える影響評価を行うとともに、南西諸島におけるこの種の分布の北限を明らかにすることを目的とした。

## 2. 調査方法

### (1) 南大東島におけるツヤオオズアリの分布パターンとアリ相

2005年の11月にツヤオオズアリの分布調査を南大東島で実施した。島内の主要な幹線道路を選定し、500m毎に調査地点を設けた(全部で90箇所)(図1)。各調査地点(路肩)にベイトトラップ(ツナと蜂蜜を2:1で混合したベイトを3×3cmのアルミホイルの上に約0.5gのせたもの)を設置し、30分後に回収してアリの種数と個体数を調査した(写真1)。

2005年の11月に島内10ヶ所でアリ相調査を行った。植生の異なる調査地を10設置した(一次林2地点、二次林4地点、湿地2地点、草地2地点)(図1)。各調査地に20mのライトランセクトを1本引き、ランセクト上に5mおきに調査ポイントを設置した(1ランセ

クトで5ポイント)。各調査ポイントで1)ピットフォールトラップ(直径7cmの円筒状のプラスチック容器に固定液を半分ほど入れ、それを地面の高さに合わせて埋める。48時間後に回収)(写真2)、2)ベイトトラップ(設置30分後に回収)、3)リターサンプリング(調査ポイントのリター30cm×30cmを篩にかけて、吸虫管でアリを採集)、4)ランダムサンプリング(トランセクトを含む約50m×50mを2人で1時間ランダムサンプリング、その際、1時間を地上調査と樹上調査にそれぞれ30分ずつ配分)を行った。

### (2) ツヤオオズアリの北限調査

これまで奄美大島ではツヤオオズアリのコロニーが確認されているが、屋久島、種子島ではコロニー、個体ともに発見されていない。そこで本調査では、この間に位置するトカラ列島(有人島7島と無人島5島からなる)においてツヤオオズアリの分布確認を行った。放浪種は人為的に分布拡大を行うという特徴から、調査を有人島に限定し、最も北に位置する口ノ島から、奄美大島に最も近い宝島を含む4島において(北から口ノ島、中ノ島、諏訪之瀬島、宝島)、

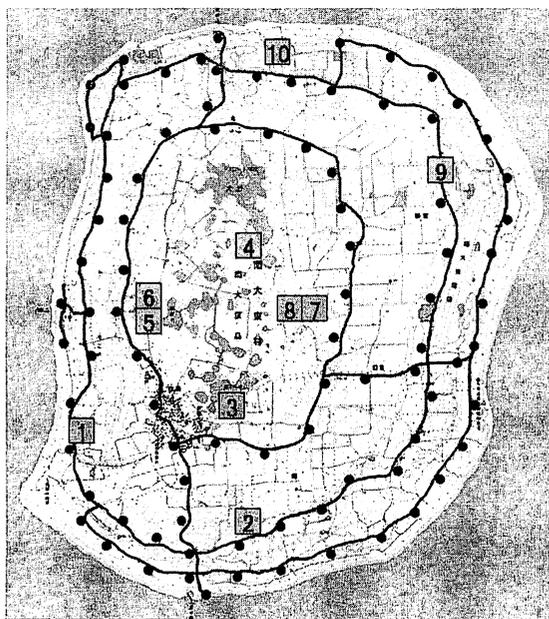


図1 調査地(南大東島)

一次林(5、6)、二次林(1、2、9、10)、草地(7、8)、湿地(3、4)。●は調査ポイント



写真1 ベイトトラップ

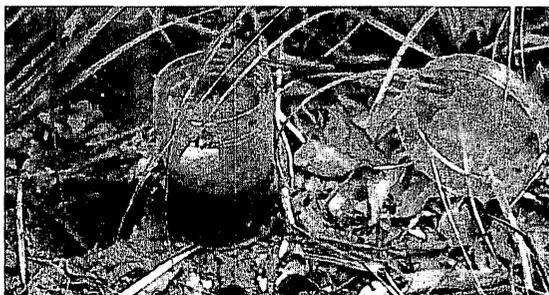


写真2 ピットフォールトラップ

2006年7月に調査を行った。各島で3箇所、南西諸島においてツヤオオズアリが優占している海岸林や公園などの攪乱環境を調査場所として選定した。各調査場所に20mのライントランセクトを引き、そこに5m間隔で調査ポイントを設定した。各調査ポイントにベイトトラップを設置し、30分後に回収した。またトランセクトを含む範囲約50m×50mでランダムサンプリング1時間を行った。調査はアリの活動性が高い午前10時から午後3時までの間で行った(写真3)。

### 3. 結果

#### (1) 南大東島におけるツヤオオズアリの分布パターンとアリ相

ツヤオオズアリは島内90ヶ所中66ヶ所で出現し、島内全域にツヤオオズアリが分布していることが明らかになった(図2)。一方、その他の放浪種、アシナガキアリ (*Anoplolepis gracilipes*) (図3)、ヒゲナガアメイロアリ (*Paratrechina longicornis*) (図4)、の分布は局所的であった。

アリ相調査の結果、南大東全体で19種のアリが確認された(表1)。ツヤオオズアリはどの植生にも出現し、また草地を除き最も個体数が多かった。ツヤオオズアリが優占していた一次林、二次林、湿地では3種~5種のアリしか出現しなかった。一方、クロヒメアリ (*Monomorium chinense*) が優占であった草地では10種のアリが出現し、このうち6種は草地での

み採集された種であった。また、大東列島固有種であるダイトウオオアリはいずれの調査地からも出現しなかった。

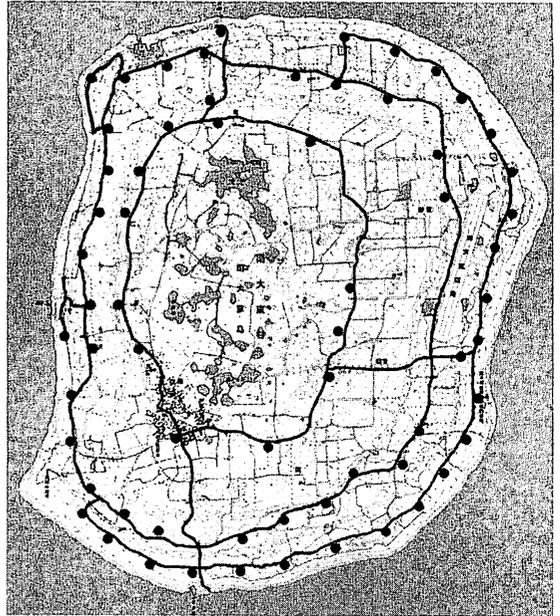


図2 ツヤオオズアリ (*Pheidole megacephala*) の分布図

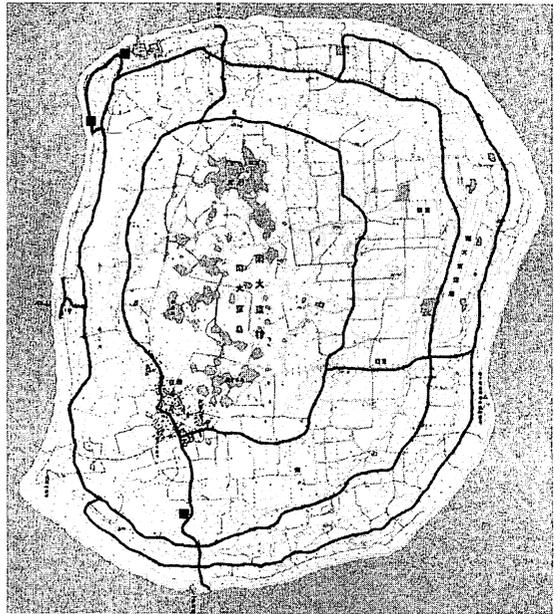


図3 アシナガキアリ (*Anoplolepis gracilipes*) の分布図



写真3 中之島での調査風景

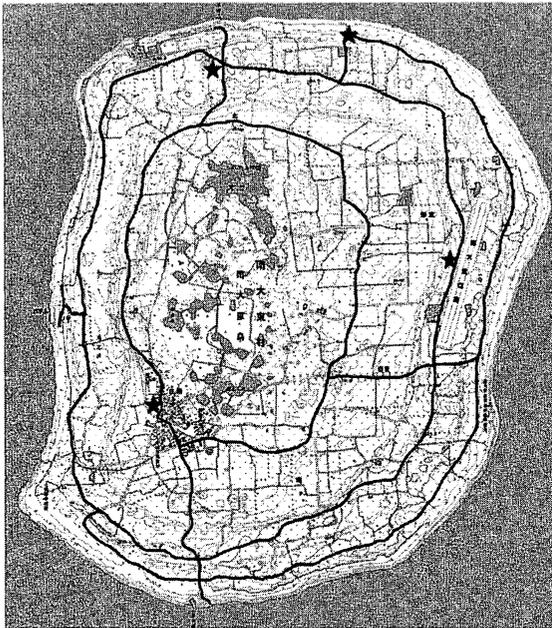


図4 ヒゲナガアメイロアリ (*Paratrechina longicornis*) の分布図

## (2) 北限調査

調査の結果、4島で合計26種が確認された(ロノ島14種、中ノ島19種、諏訪之瀬島12種、宝島11種)が、ツヤオオズアリはいずれの島においても出現しなかった(表2)。これらの島では、ツヤオオズアリと同属のミナミオオズアリ (*Pheidole fervens*)、オオズアリ (*Pheidole noda*) やクロヒメアリが優占していた。

## 4. 考察

今回の結果から、ツヤオオズアリは海洋島である南大東島全域に分布しており、一次林内にまで侵入していることが明らかになった。さらに、草地を除くすべての環境でツヤオオズアリは優占していた。一方、南大東島の固有種であるダイトウオオアリは今回の調査からは全く出現せず、現在のコロニー密度は低いと推測された。過去の研究(高嶺 2002)から南大東島では33種のアリの分布が確認されているが、今回の調査では19種しか出現しなかった。調査方法や調査場所の違いがあるため単純に比較は出来ないが、南大東島のアリの多様性の低下が示唆された。この理由としては、1)種数の低下は主に在来アリの減少による、2)在来アリの生息場所と考えられる一次林内でもツヤオオ

表1 南大東島におけるアリ相

種名	調査地					
	一次林	二次林	草地	湿地	道路	
<i>Anoplolepis gracilipes</i>					○	
<i>Camponotus shoki</i>		○		○		
<i>Cardiocondyla kagutsuchi</i>			○			
<i>Cardiocondyla minutior</i>			○			
<i>Cerapachys biroi</i>		○				
<i>Monomorium chinense</i>			○			
<i>Monomorium sechellense</i>	○	○			○	
<i>Ochetellus glaber</i>			○			
<i>Paratrechina amia</i>			○	○		
<i>Paratrechina ryukyuensis</i>	○	○	○		○	
<i>Paratrechina longicornis</i>			○		○	
<i>Pheidole bugi</i>			○			
<i>Pheidole megacephala</i>	○	○	○	○	○	
<i>Strumigenys minutula</i>	○					
<i>Tapinoma melanocephalum</i>			○			
<i>Technomyrmex albipes</i>	○				○	
<i>Tetramorium bicarinatum</i>					○	
<i>Tetramorium smithi</i>					○	
<i>Tetramorium simillimum</i>					○	
計	19種	5種	5種	10種	3種	9種

表2 トカラ4島におけるアリ相

種名	調査地			
	口ノ島	中ノ島	諏訪之瀬島	宝島
<i>Aphaenogaster</i> spp.	○	○		
<i>Camponotus bishamon</i>	○	○		
<i>Camponotus nawai</i>			○	
<i>Cardiocondyla kagutsuchi</i>	○	○	○	○
<i>Crematogaster nawai</i>	○			
<i>Lasius hayashi</i>		○		
<i>Lasius japonicus</i>		○		
<i>Temnothorax antera</i>		○		
<i>Monomorium chinense</i>	○	○	○	○
<i>Ochetellus glabar</i>	○			○
<i>Carebara hannya</i>		○		
<i>Pachycondyla chinensis</i>		○	○	
<i>Pachycondyla pilosior</i>				○
<i>Paratrechina amia</i>	○	○	○	○
<i>Paratrechina flavipes</i>	○	○	○	○
<i>Paratrechina nubatama</i>			○	
<i>Paratrechina ryukyuensis</i>	○		○	○
<i>Paratrechina sakurae</i>			○	○
<i>Pheidole fervens</i>	○	○	○	○
<i>Pheidole noda</i>	○	○	○	○
<i>Pristomyrmex punctatus</i>	○	○		○
<i>Solenopsis japonica</i>	○			
<i>Tapinoma melanocephalum</i>		○		
<i>Tetramorium bicarinatum</i>	○	○	○	○
<i>Tetramorium nipponense</i>		○		
<i>Vollenhovia emeryi</i>		○		
計	26種	14種	19種	12種
				11種

ズアリが優占、3) ツヤオオズアリが比較的少ない草地ではアリの多様性が高いことから、ツヤオオズアリの分布拡大が南大東島のアリ相変化に影響を及ぼした可能性が考えられる。これを確かめるためにも、今後も継続的にアリ相調査を行うとともに、他の放浪種(アシナガキアリなど)の分布拡大に注意を払う必要があると考えられる。また、今回の調査では確認されなかったダイトウオオアリの生息確認を早急に行うべきであろう。

今回の調査から、口ノ島、中ノ島、諏訪之瀬島、宝島におけるツヤオオズアリの分布は確認されなかった。このことから、ツヤオオズアリの北限は奄美大島であると推定された。奄美大島におけるこの種の個体群密度は低く、分布も局所的であることからこの島が分布域の境界に位置することを示唆している(大西・菊地 未発表)。同様に沖縄諸島に広く

分布する放浪種アシナガキアリ、ヒゲナガアメイロアリの分布も確認されなかった。しかしながら、放浪種は人為的に分布を広げるため、奄美大島からトカラ列島に侵入する可能性は常に存在する。分布拡大を防ぐためには、定期的にトカラ列島のアリ相調査を行うことにより未侵入地域での放浪種の早期発見を促し、比較的個体群密度が低い侵入初期段階に対応することが有効であると考えられる。

#### 謝辞

本研究は2005年度のプロ・ナトゥーラ・ファンダ助成金によって実施された。大阪市立大学の高木正興氏、松井晋氏、赤谷加奈氏、南大東島まるごと館の東和明氏、琉球大学の菊地友則氏、儀間朝宣氏には現地調査にて大変お世話になった。この場をかりて感謝を申しあげる。

## 参考文献

- 杉山隆史. 2000. アルゼンチンアリの日本への侵入. 応用動物昆虫学会誌, 44 : 127-129.
- 伊藤文紀. 2003. 日本におけるアルゼンチンアリの分布と在来アリに及ぼす影響. 昆虫と自然, 38 : 32-35.
- 山根正気、幾留秀一、寺山守. 1999. 南西諸島産有剣類ハチ・アリ類検索図説. 北海道大学図書刊行会.
- 高嶺英恒. 2002. 沖縄県のアリ類～南北大東島のアリ類～沖縄大学地域研究所所報, 25 : 73-78.
- Holway DA, Lach L, Suarez AV, Tsutsui ND, Case TJ. 2002. The causes and consequences of ant invasions. ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS, 33: 181-233.

The big headed ant *Pheidole megacephala* which is one of the most famous tramp species ranges over the worldwide and this wide-dispersion is mainly caused by human commerce. Most tramp species have tropical or subtropical origins, and therefore ecological damage caused by their invasion would be serious in the warm climate environments particularly on oceanic islands. We investigated ant fauna and the distribution of *P. megacephala* in Minami-daito, oceanic Island. *P. megacephala* distributed over the whole Island and was dominant in almost all vegetation. *Camponotus daitoensis* which is an endemic species of Daito Islands was never found in this investigation. Although we could collect 19 ant species, this number was smaller than previous study (30 species). We also investigated if *P. megacephala* distribute in Tokara islands located between Yakushima and Amami Islands where is considered as northern limit of *P. megacephala*. We could not find *P. megacephala* in Tokara Islands and therefore, Amami-Oshima was considered as the northern limit.

## 関東に生息するカワウの年齢構成および若齢個体の分散調査

NPO法人 バードリサーチ カワウプロジェクトチーム  
加藤 ななえ・高木 憲太郎

### Research on the age structure and the dispersion of the young of the Great Cormorant population in the Kanto plain

The team of project for Cormorant, Japan Bird Research Association  
Nanae Kato and Kentarou Takagi

カワウ *Phalacrocorax carbo* は、魚食性の鳥類である。近年、漁業被害などが訴えられるようになり、各地でカワウ対策が講じられるようになってきている。関東地域のカワウの年齢構成を明らかにするための基礎調査として、個体数と分布を調べるとともに、ねぐらにおける成鳥と幼鳥の割合の変化、および標識された幼鳥の移動を調べることとした。2005年12月から2006年3月には全体の個体数は7%減少したが、成鳥と幼鳥の割合はほとんど変化がなかった。2006年3月から2006年7月にかけては全体の個体数が12%減少し、成鳥の割合の減少が目立った。この結果は、今まで明らかにされてきた関東のカワウの季節変化の傾向とは、異なるものであった。また、新規ねぐらの成立が幼鳥の分散によって起こっている可能性も、成鳥と幼鳥の割合調査と標識調査から示唆された。個体群の基礎調査は始まったばかりである。

#### 1. はじめに

カワウ *Phalacrocorax carbo* は、ユーラシア大陸、アフリカ、オーストラリア、ニュージーランド、北アメリカ東岸に分布する魚食性の鳥類である。ほかのウ類が沿岸部を中心に生息しているのに対して、本種は沿岸部から内陸部の河川・湖沼まで広く分布している。日本では、1920年代以前は北海道を除く全国各地で普通に見ることができた鳥であったが、水辺の汚染や開発などによって、1971年には全国3か所のコロニーに3,000羽以下が残るのみとなった。その後、水質浄化などが進んで生息環境が改善されたことにより、1990年代に入り、急激に分布と個体数を回復してきた(福田ほか 2002)。

しかし、このようなカワウの回復に伴い、放流アユなどが捕食されるという漁業被害や、公園や景勝地などでねぐらとして利用される樹木が枯死すると

いう被害などが訴えられるようになり、2004年には、鳥類としては初めて「特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル(カワウ編)」が作られた。また、適切なカワウの管理と被害の軽減を目的として、広域で連携して対策が行われるような体制作りも始まり、関東カワウ広域協議会が2005年に、中部近畿カワウ広域協議会が2006年に発足した。関東カワウ広域協議会の広域指針には、対策の方向として、「被害防除」「個体数の抑制」「生息環境管理」が上げられている。これにより、各都県が時期を統一してモニタリングを実施するとともに、2006年度からは、銃器等による捕獲も含めて、被害のある河川での「一斉追い払い」などが実施されるようになってきた。

ところが、カワウの個体群管理に関わる基礎研究は遅れており、被害軽減のための対策の有効性およびそれらの対策がカワウに及ぼす影響を予測するこ

とが難しい状況にある。関東地域では、個体数が秋から冬にかけて最大になり、春の初めに最小になることがわかってきている(加藤ほか 2004)。そこで、それぞれのねぐらにおける成鳥と幼鳥の割合の変化や幼鳥の移動を調べることで、関東地域のカワウの個体数の変動に幼鳥がどのように関わっているのかを明らかにする目的で調査を行った。

## 2. 調査方法

調査地は関東全域(茨城県、栃木県、群馬県、埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県のエリア)とし、ねぐらの調査と標識調査を以下のように行った。

### (1) ねぐらの調査

カワウの個体数と分布および成鳥・幼鳥の割合が季節によってどのように変化するかを調べるために、各ねぐらで調査を行った。

関東にあるすべてのねぐらにおいて個体数と営巣数を、それに加えて観察条件のよいねぐらでは成鳥・幼鳥の割合についても調査した。関東のカワウ

は、夏と冬ではねぐらを使い分ける傾向がある(加藤ほか 2003)ので、この調査を冬期(12月)、繁殖のピーク期(3月)、夏期(7月)に行うこととした(図1)。

カワウの幼鳥は、巣立ちした翌年の6~8月に換羽をして成鳥羽になる。写真1は、2001年春生まれの個体の、2002年2月(換羽前)と2003年3月(換羽後)の形態の変化を示している。幼鳥では全身の茶色味が強く、特に胸から下腹部にかけては薄い茶褐色で、個体によっては白っぽい色合いになるものもある。そして、喉の皮膚の裸出している部分の黄色味が強い方がより若い個体である(福田 2000)。光線や視界の条件さえ良ければ、望遠鏡などを用いることで、野外でもカワウの成鳥と幼鳥の識別は可能である。そこで調査に先立ち、カワウの成鳥と幼鳥の識別シートを作成して、調査員71名に配布した(写真2)。そして、観察条件などを考慮して、成鳥・幼鳥を識別して調査するねぐらを30か所選定した。

各ねぐらにおける調査は、場所の広さや地形などにより1~8人が担当して、調査月内の任意の日に、

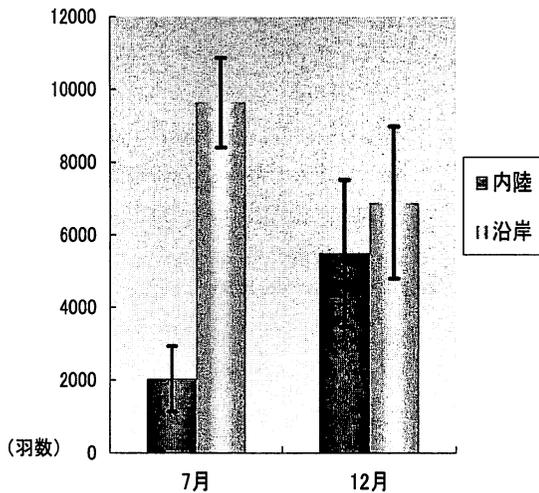


図1 7月と12月の内陸部・沿岸部別のカワウのねぐら利用個体数の比較

海岸より直線距離で10km以上離れたねぐらを「内陸」、以内を「沿岸」として分類  
「関東地方のカワウの季節移動 —ねぐら調査より—」より

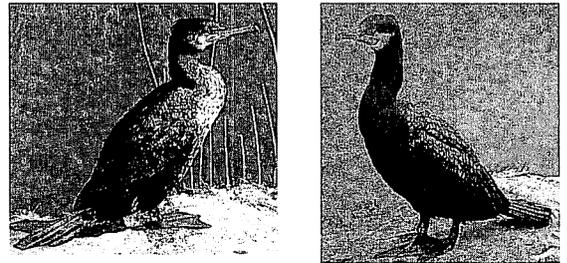


写真1 カワウの幼鳥羽(左)と成鳥羽(右)

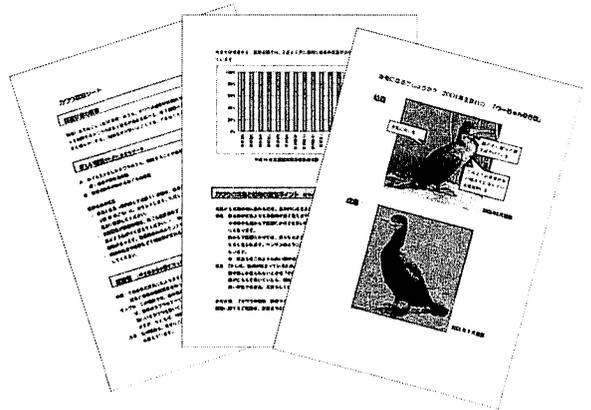


写真2 カワウの成鳥と幼鳥の識別シート

次のように行った。日の入りの2時間前までに、既にねぐらにいるカワウと巣を数えておき、その後、日の入り約20分後まで、ねぐらへ出入りするカワウを記録し、その数を足し引きすることで、その場所でねぐらをとった個体数を求めた。成鳥・幼鳥の割合は、できるだけ全数を反映させたいので、ねぐら入り終了時に近い時刻にカウントするように心がけた。成鳥・幼鳥の識別の全数調査が無理なときは、ねぐら場所の中での位置を偏らないように注意してサンプルをとりカウントした。これは、ねぐらの周辺部に幼鳥の割合が高くなる傾向があるためである。

## (2) 標識調査

再捕獲しなくても野外にいる個体を識別することができるように、カワウの脚に装着する観察用のカラーリングを製作した。カワウ標識調査グループの調整により、関東で装着されるカワウ用のカラーリングは黄色地に黒文字のアルファベットと数字の組み合わせによる刻印と決められているので、黒に黄色の塗料がコーティングされたプラスチックシートを購入し、裁断と刻印を業者に依頼した。できあがってきたものに熱を加えて、木製のカワウの脚型に合わせて楕円形に丸めたものを用意した(写真3)。

カワウの営巣数が多く、そして人による攪乱をあまり受けることがないという条件から、次の3か所のコロニーで標識作業をおこなった。第六台場(東京都港区)、行徳鳥獣保護区(千葉県市川市)、小櫃川河口

実験池(千葉県木更津市)である。2月から5月で、標識に適した孵化後約20日齢のヒナが揃う時期を予測して、標識の作業日を決めた。巣内からヒナを手取りし、その足に環境省のメタルリングと観察用のカラーリングを装着して、元の巣に戻した。また、カワウの調査協力者等へヒナへの標識の情報を伝えて、巣立ち後のカワウの発見に努めてもらい、その情報収集と整理を行った。

## 3. 結果

### (1) ねぐらの調査

#### 1) ねぐらの分布と規模

##### A. 冬期のねぐら

2005年12月には、83地点を調査した。そのうち、52か所でねぐらが形成されており、総個体数は18,730羽、総巣数は728巣であった(図2)。巣数には空巣も含まれている。これは、中の様子を観察しにくい巣では、空巣であるか使用中であるかを、短時間に判別するのが難しいためである。個体数が1,000羽以上確認されたねぐらは、行徳鳥獣保護区、第六台場、渡良瀬遊水地(栃木県下都賀郡)、戸神川調整池(千葉県印西市)、富津新富2(千葉県富津市)、鳥羽田(茨城県東茨城郡)の6か所であった。渡良瀬遊水地と戸神川調整池の2か所は内陸部に位置している。

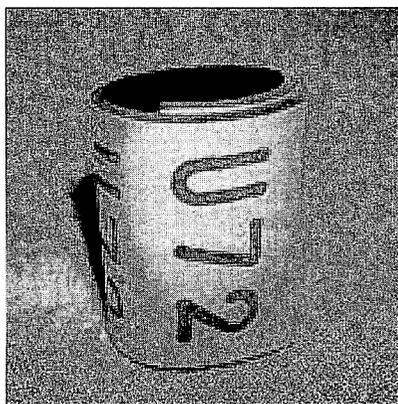


写真3 カワウの観察用カラーリング



図2 2005年12月のカワウのねぐら分布

## B. 繁殖期のねぐら

2006年3月には、79地点を調査した。56か所でねぐらが形成されており、総個体数は17,475羽、総巣数は2,942巣であった(図3)。1,000羽以上のねぐらは、行徳鳥獣保護区、第六台場、新富、鳥羽田、栗山川河口(千葉県山武郡)で、すべて沿岸部に位置していた。最も巣数が多かったのは、行徳鳥獣保護区の901巣であった。

## C. 夏期のねぐら

2006年7月には、85地点を調査した。63か所でねぐらが形成されており、総個体数は15,355羽、総巣数は903巣であった(図4)。1,000羽以上のカワウが利用していたねぐらは、新砂貯



図3 2006年3月のカワウのねぐら分布



図4 2006年7月のカワウのねぐら分布

木場(東京都江東区)、行徳鳥獣保護区、武蔵丘陵森林公園(埼玉県比企郡)、第六台場であった。このうち内陸部に位置しているねぐらは武蔵丘陵森林公園だけであった。

## D. 過去の傾向との比較

過去10年間の調査から、個体数が最大になるのは12月で、3月には12月の個体数の2~3割が減少して最小になる傾向があることが示されていた(図5)。しかし今回の調査では、3月の個体数は12月よりも7%少なくなるに止まり、7月の個体数は3月よりも減少し、初めて年間を通して最小値となった。

## 2) 成鳥と幼鳥の割合とその変化

調査開始の前に、成鳥と幼鳥の識別をして調査するねぐらを30か所選定していたが、ねぐらの消滅や樹木の葉の繁茂などにより、識別調査が不能になる場所ができてしまった。2005年12月には26か所、2006年3月には31か所、2006年7月には28か所のねぐらで、成鳥と幼鳥の割合を調べることができた。年間を通して3回分の調査結果を得ることができたのは、16か所のねぐらであった(図6)。このうち、井頭公園(栃木県真岡市)、上野不忍池(東京都台東区)、二俣運河(千葉縣市川市)では、ねぐらをとったすべてのカワウを識別してカウントすることができた。この3か所以外の、サンプル調査をした場所では、それぞれのねぐらをとった全個体数を、サンプル調査結果の割合で計算して、成鳥数と幼鳥数に分けた。

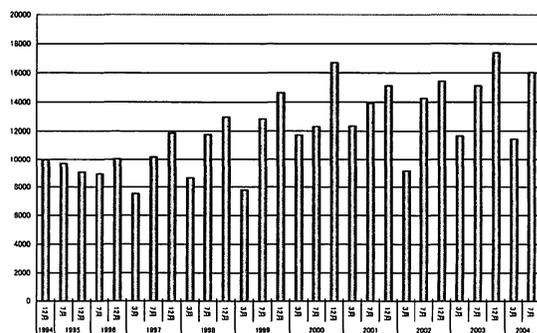


図5 関東のカワウの個体数変化(1994~2004年)

「関東地方のカワウの分布と個体数の変化(1994年~2003年)改変

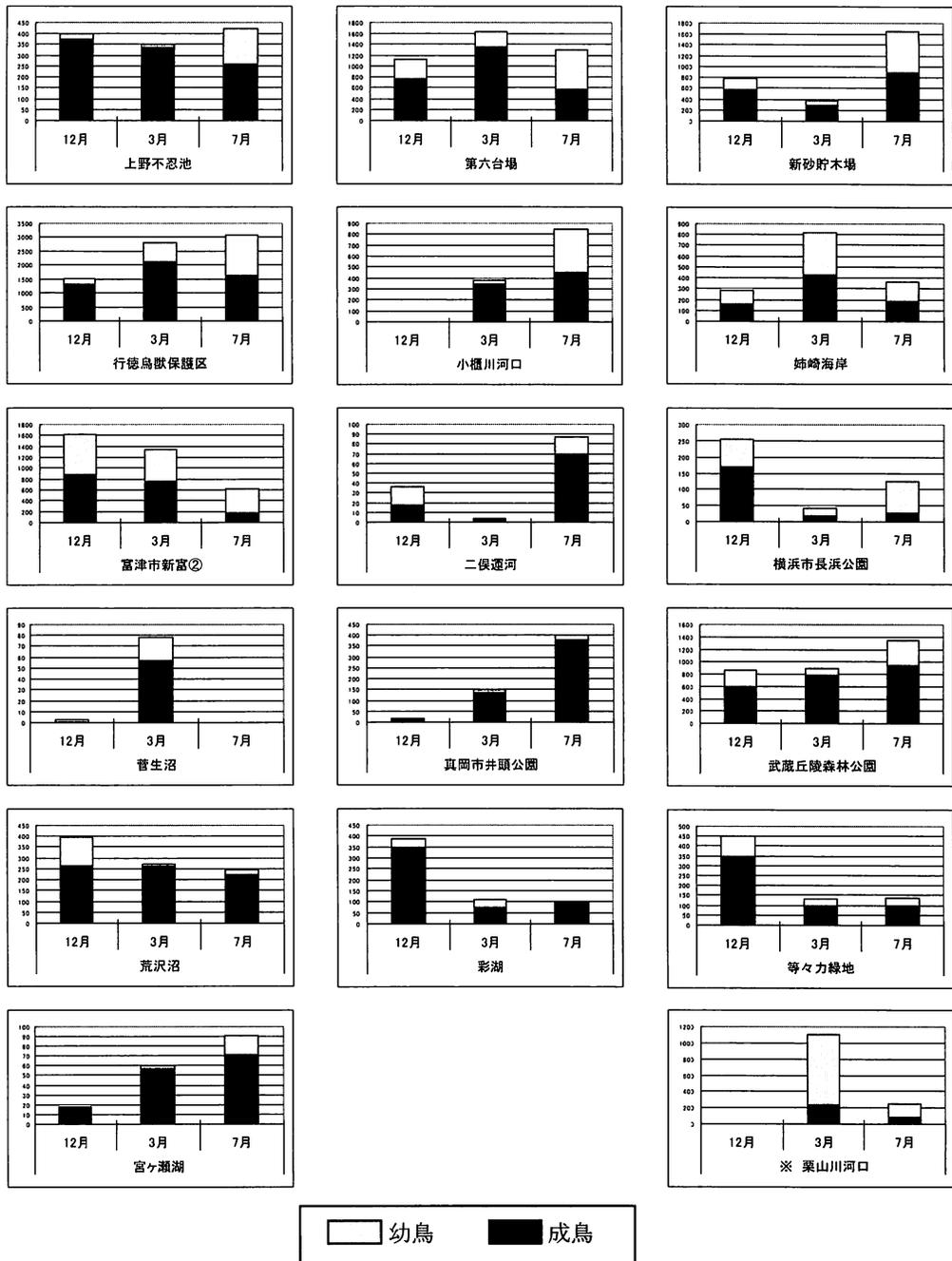


図6 ねぐらごとのカワウの個体数の変化と成鳥と幼鳥の割合

関東全体のカワウの個体数の変化を、成鳥数、幼鳥数、未調査ねぐら数に積み重ねてグラフで見ると、12月と3月では成鳥と幼鳥の割合はあまり変わらず、7月には幼鳥が増加し成鳥が減少していることがわかった(図7)。

調査結果が揃っている16か所のねぐらで、3月に個体数が増加している場所における成鳥と幼鳥の数の変化をみると、第六台場では成鳥の増加があり、姉崎海岸(千葉県市原市)と菅生沼(茨城県常総市)では成鳥・幼鳥ともに増加していた。ねぐらの発見が2006

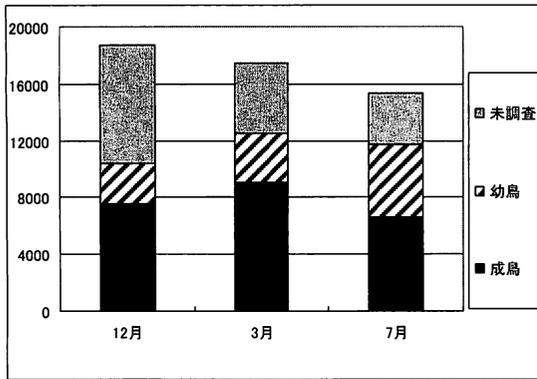


図7 関東のカワウの個体数の変化と成長と幼鳥の割合

年2月であったために調査結果が3回分は揃わなかった新規のねぐらである栗山川河口には多くの幼鳥が集まっているのがわかった。7月には、東京湾北部沿岸に位置する第六台場、富津新富2、姉崎海岸において、特に成鳥の数の減少が目立っていた。

## (2) 標識調査

### 1) 標識作業

2006年2月13日に、行徳鳥獣保護区において標識作業を15名で実施した。75巣より119羽のヒナを手取りして、左足にメタルリングを、右足にはそれぞれ(U22)から(W72)までを刻印した観察用の黄色のカラーリングを装着し、巣に戻した。2006年2月18日には、第六台場において12名で作業を行った。41巣より68羽のヒナを手取りして、右足にメタルリングを、左足にはそれぞれ(W76)から(X66)までを刻印した黄色のカラーリングを装着し、巣に戻した。2006年4月15日には、小櫃川河口実験池のコロニーで、13名が作業を行った。ここはほとんどが地上営巣のため、巣を離れてしまうヒナがあり巣数の確認は出来なかったが、全部で95羽のヒナを手取りして、右足にメタルリングを、左足にはそれぞれ(X68)から(Y95)までを刻印した黄色のカラーリングを装着して、元いた場所に戻した。2006年5月15日には、行徳鳥獣保護区での2回目の標識作業を12名で行った。131巣より197羽のヒナを手取りして、左足にメタルリングを、右足にはそれぞれ(Y96)から(4B7)までを刻印した黄色のカラーリングを装着して巣に戻した。

これら計4回の標識作業により、2006年の繁殖期に3か所のコロニーで観察用のカラーリングを標識されたヒナは、全部で479羽になった。

### 2) 標識観察事例の情報収集と整理

上記標識作業について、カワウ調査協力者等へ情報を伝え、ねぐらや採食地や休息地などにおいてカワウを見かけた時には足に注目してカラーリングを確認してもらうよう依頼した。

その結果、2006年3月から8月までの6ヶ月間に、のべ194人から159件の観察報告が寄せられた。そのうち刻印されたアルファベットや数字まで読めたという報告は142件であった。2006年生まれのカワウの足環の確認は46件あり、行徳鳥獣保護区生まれのものが20件、第六台場生まれのものが3件、小櫃川河口実験池生まれのものが23件あった。

2006年生まれの標識が確認された場所(図8)は、46件中25件が出生コロニー内であり、そのうち14件は、出生地から10km以内の近隣にあるねぐらや休息地や採食地であった。出生コロニーから最も離れた場所での確認は、第六台場から直線距離で69km離れた千葉県山武郡の栗山川河口にあるねぐらで、5月30日に発見された個体(X07)であった。この栗山川河口のねぐらでは、55km離れた行徳鳥獣保護区からの移動個体(W30)も6月1日に観察されていた。その他、行徳鳥獣保護区から小櫃川河口実験池へ28kmの移動(U44)、小櫃川河口実験池コロニーから24km離れた神奈川県横浜市の長浜公園にあるねぐらへの移動(Y58)など

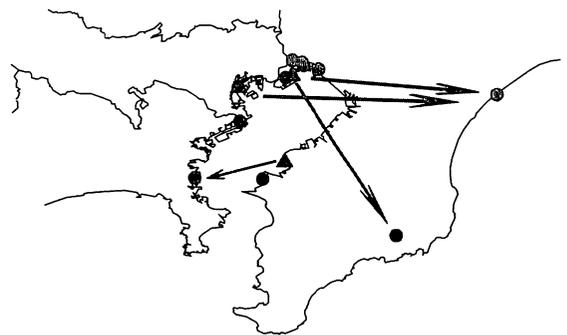


図8 2006年春生まれの幼鳥の出生コロニーからの移動(2006年9月現在)

▲ 出生コロニー ● 観察場所

が確認されている。観察による報告以外には、千葉県水産課より行徳鳥獣保護区生まれの個体(W55)が59km離れた千葉県夷隅郡のゴルフ場内で学術捕獲により回収されたという報告もあった。

発見場所が出生コロニーであった25件以外は、出生コロニーとは異なるねぐらが8件あり、その他は採食場所や休息場所での確認であった。

#### 4. 考察

関東では、過去10年の個体数調査より、12月から3月にかけてカワウの個体数が2~3割減少する傾向があるということが示されてきた。このような変化は、冬期の水温の低下により、カワウの潜水能力及ばない深みに魚が潜ってしまうことから起きていると考えられている。カワウにとって採食可能な食物資源量が減少することで、採食の能力が劣る幼鳥などが生き残るのが難しくなり、12月から3月にかけては幼鳥の割合が減少すると考えられており、この調査でも同じ傾向が続くと予測していた。ところが、2005年12月から2006年3月では全体の個体数の減少は7%にとどまり、しかも、成鳥と幼鳥の割合もほとんど変化しなかったことがわかった。2005-2006年の越冬期は、カワウにとっての食物資源が例年よりも豊富だったのではないかと推察される。

3月に幼鳥が増加していたねぐらは、姉崎海岸と菅生沼と栗山川河口で、このうち新規のねぐらとして発見されたばかりの栗山川河口には800羽以上の幼鳥が移入してきていることが観察され、そこでの幼鳥の割合は78%に達し、成鳥・幼鳥の割合を調べたすべての月のねぐらの結果の中で、最も高い割合を示した。前年生まれの幼鳥のほとんどは繁殖には参加しないため、繁殖ペアの集中で密度が高くなる出生コロニーへは戻らずに、成立年数が新しくかつ繁殖が行われていない場所へ移動した可能性も考えられる。標識観察からも2例だけではあるが、巣立ち後約2ヶ月の幼鳥が出生コロニーから50km以上離れた同じ栗山川河口へ移動しているのが観察されている。例数が少ないことから言及は難しいが、新規のねぐらはこのような幼鳥の分散によって成立している可能性も考えられる。

繁殖期のピークである3月の調査において2,942の巣数を数えていたので、少なく見積もっても2,000羽以上の数のヒナが巣立っているのではないかと予測した。7月にはこのような巣立ちヒナの増加が見込まれることで、例年同様に関東全体の個体数が増加するだろうと予想していたが、逆に3月よりも約2,000羽も減少していた。7月の個体数の減少は、過去10年間の調査では初めてのことであった。そして、夏は換羽の時期にも当たるので、2005年生まれの子鳥が成鳥羽に変わっていくことで、成鳥の増加もあると考えていた。ところが、未調査ねぐらの分を除いた成鳥の割合は、72.4%から56.7%へ減少していた。幼鳥の割合は、27.5%から43.2%に増加していたので、7月の全体の個体数の減少は、成鳥の死亡もしくは移出が原因と考えられる。

これまでは夏になると、東京湾沿岸部にねぐらをとるものが多くなる傾向があった。今回に限って7月の個体数の減少が目立ったねぐらは、第六台場と姉崎海岸と富津新富2の3か所で、いずれも東京湾の沿岸部にある。そこで、東京湾北部沿岸にある大規模なコロニーである第六台場と行徳鳥獣保護区で成鳥と幼鳥の数を調べてみたところ、幼鳥は順調に増加しているにも関わらず、この2か所の合計だけで3月の成鳥の数の約37%にあたる約1,200羽の成鳥がいなくなっていることがわかった。神奈川水産技術センターは、2006年7月に東京湾に貧酸素水塊が広い範囲に分布していると、漁業者に注意を呼びかける速報を出していた。しかしカワウの採食場所や魚種など考察しなければならない要因が複雑で、このような現象のカワウへの影響は不明である。そして、沿岸部のねぐらにおいて、成鳥ばかりが減少するという原因も不明である。

今回の調査結果は、過去10年間の調査から得られていたカワウの個体数の季節変化のパターンとはだいぶ異なっていた。そのため、越冬期の個体数減少の原因への考察などが困難になってしまった。

2006年冬期における幼鳥の割合の変化や、2006年夏の沿岸部の成鳥の減少などが明らかになった。この結果が今年度だけの例外であるかどうかは、継続調査によって判断される。カワウの地域個体群を仮

定して、成鳥と幼鳥を識別した調査を積み重ね、年齢構成を明らかにしていくことは、未解明である地域個体群の評価に必要である。この調査を継続させるとともに、今回、切実に感じたことでもあるが、魚類資源量の変化がカワウの個体数や分布に与える影響を明らかにしていくために、今後は魚類の専門家などと協力して調査を展開したいと考える。自然現象や人による被害対策などが、カワウの地域個体群にどのような影響を与えるのかを調べていくためには、個体数の変化だけではなく年齢構成の変化にまで気を配ることが重要であることを確認した。

### 謝辞

本調査は、2005年度のプロ・ナトゥーラ・ファンド助成金によって実施された。助成を感謝する。そして、ねぐら及び標識調査に参加されたのべ458名の調査員の方々とカワウ標識調査グループには心から御礼申し上げる。濱外晴美さんと黒沢隆さんにはデ

一夕のまとめ等でお世話になった。

### 引用文献

- 福田道雄・成末雅恵・加藤七枝. 2002. 日本におけるカワウの生息状況の変遷. 日本鳥学会誌. Vol.51, No.1 : 4-11.
- 加藤ななえ・高木憲太郎・成末雅恵・福井和二. 2004. 関東地方のカワウの分布と個体数の変化(1994年～2003年). 日本鳥学会2004年度大会講演要旨集 : 105.
- 加藤ななえ・高木憲太郎・成末雅恵・福井和二. 田中啓太. 2003. 関東地方のカワウの季節移動—ねぐら調査より—. 日本鳥学会2003年度大会講演要旨集 : 113.
- 福田道雄. 2000. カワウの観察・調査マニュアル—特に、カラーリングを装着した個体を手がかりに—. カワウ標識調査グループ, 東京.

Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* are piscivorous birds, occurring in shallow coastal waters, estuaries and inland waters. Since complaints have recently increased that fisheries, especially in rivers, have suffered damage from the Cormorants, measures have been taken against the species in various areas. In order to identify the age structure of the Cormorants in the Kanto area, we studied their population and distribution as well as changes in the ratio of adults to juveniles at roosting sites and the movements of banded juveniles. The study revealed that the overall population of the species decreased by 7%, with few changes in the ratio of adults to juveniles between December 2005 and March 2006. During March 2006 and July 2006, on the other hand, the overall population declined by 12% with a noticeable decrease of adults. This result represents a pattern different from those of seasonal population fluctuation which the Cormorants have shown in the Kanto area. In addition, the findings of banding and ratio studies suggest that new roosting sites may have been established by dispersed juveniles. Further study is required on the population of Great Cormorants.

# 地域に根ざしたケラマジカの持続的保全 —島の子ども達とともに—

ケラマジカリサーチグループ

遠藤 晃<sup>1)</sup>・城間 恒宏<sup>2)</sup>・上原 由紀子<sup>3)</sup>・金城 光男<sup>4)</sup>

## The sustainable conservation of kerama deer

Kerama Deer Research Group

Akira Endo, Tsunehiro Shiroma, Yukiko Uehara and Mitsuo Kinjo

本研究は、調査地を沖縄県座間味村において、ケラマジカを含む森林生態系の持続的保全を図るため、「研究者によるシカの生態調査」と同時に、自然保護に対する地元の意識を高める目的で「小学校と連携したシカを含む森林生態系の調査」を実施した。「研究者による研究」では、区画法による個体数調査からケラマジカの最新の生息状況を明らかにし、テレメトリー調査によりケラマジカの行動圏を明らかにした。「小学生による研究」では、ケラマジカの好きな食物、発情期のオスの鳴き声、ケラマジカに対する住民意識、野鳥、森林の種子などを調査した。これらの成果は、小学生達の手によって、島内に向けて発表されるとともに、学会やホームページを通して、島外へ向けて広く発信されている。本研究は、ニホンジカの生態研究の進展に寄与するとともに、慶良間諸島の自然環境保全に関する意識の底上げに貢献し、持続的保全を確実にするものと確信する。

### 1. はじめに

沖縄本島の西方40kmに位置する慶良間諸島は、透明度の高い海とサンゴ礁に囲まれ、冬季にはザトウクジラもみられるなど、海の自然に恵まれている。一方、照葉樹林に覆われた島々にはケラマジカ・カラスバト・マダラトカゲモドキ等多くの希少生物の生息が確認されている。海・山ともに自然の宝庫である慶良間諸島だが、海を求めて多くの観光客が訪れる反面、陸上生物に対する認知度は極めて低い。その原因として、地元の人々の目が生活に直結した海へばかり向き、陸上の自然に対する関心が極めて薄いことが挙げられる。住民の中で島の小学生の親世代になると、山に入った経験のある人は少なく、

小さな島でありながら、意識の中では森は非常に遠い存在となっている。地元の関心の低さは、森林伐採など自然環境の無秩序な改変につながりやすく、貴重な生物の生存を脅かす。事実、閉鎖系の離島では、ゴミ投棄場や農地開発による森林伐採が急速に進み、希少生物を含めた自然環境の保全へ向けて可及的速やかな対応が求められている。

ケラマジカ(写真1)は、慶良間諸島の4つの小島、屋嘉比島、慶留間島、阿嘉島、外地島(図1)にのみ生息している。古文書によると、400年ほど前に九州からニホンジカが琉球(沖縄)に運ばれ、現在の慶良間諸島・久場島に放逐されたという記録が確認されており、その末裔がケラマジカとして現在に生き残っ

1) 佐賀大学農学部

2) 沖縄県立嘉手納高等学校

3) 座間味村立慶留間小学校(現:豊見城市立上田小学校)

4) 元座間味村教育長



写真1 ケラマジカのオス



図1 調査地(沖縄県慶良間諸島)

ていると考えられている。当時の倭(ヤマト)ー琉球ー中国(明)の複雑な国際関係における歴史の生き証人として文化的な価値が認められ、屋嘉比島と慶留間島の一部では国の天然記念物に指定されている。これまでの調査から、ケラマジカの生息個体数は減少傾向にあり、とくに生息地として最も重要な阿嘉島では、ピーク時の半分にまで個体数が減少している。減少の要因は、防鹿ネットにあり、畑の周囲に張ったシカ除けの漁網に絡まり、多くのシカが命を落としている。対策は緊急を要しており、阿嘉島のシカを記念物に指定し、文化庁の事業として網性の防鹿フェンスを建設することで、食害対策とシカの

保護の両立が可能となる。しかし、地元の関心は薄く、また食害にあった人は害獣としての意識を強く持つため、阿嘉島の記念物指定には至っていない。

本研究は、森林生態系を中心とした慶良間諸島の貴重な自然環境へ地元住民、特に子ども達の意識を向かわせることで、外圧に因らない、内発的な持続的保全を図り、住民との共存によるケラマジカの持続的保全を実現することが目的である。

## 2. 研究方法および結果

本研究では、調査地をケラマジカの生息する沖縄県座間味村の屋嘉比島・慶留間島・阿嘉島・外地島とし、「研究者によるシカの生態調査」と「小学校と連携したシカを含む森林生態系の調査」という2本立てで進行している。研究者によるアピールは、いわば外圧である。地元から内発的に湧き上がるものでなければ、持続的な自然保護は実現しない。そこで、「小学校と連携したシカを含む森林生態系の調査」を掲げ、ここでは、地元でしかできないテーマとして、シカの鳴き声(発情期特有のオスの鳴き声)や子ジカを目撃数を連続的に観察し、季節変化を明らかにすることで、発情期間や出産期間の推定を行っている。また、森林に棲む野鳥の観察や種子の分布、分散様式、季節変化など、森林生態系を強く意識した調査・研究を行っている。調査は、教育委員会や地元小中学校と連携して、学校の環境学習として実施しており、教育的効果が期待されている。得られた研究成果は、沖縄生物学会を一つの発表の場として設定し、同時に各学校のホームページに掲載することで、小学生達の手によって、慶良間の自然を内外にアピールすることを恒常化させていく。

### (1) 研究者によるシカの生態調査

#### 1) 区画法による個体数調査

ケラマジカの生息実態を明らかにするため、2005年11月3～5日に、ケラマジカが生息している4つの島のうち、阿嘉島、慶留間島、外地島において、のべ31人の調査員を動員し、区画法による個体数調査を実施した。屋嘉比島については、船を接岸できる港がなく、当日の気象条件が悪くて上陸できなかったため、調査できなかった。

区画法とは、調査地域を10haほどの小区画に分けて、各小区画に調査員を一名ずつ配置し、配置された調査員が担当区画内を1時間ほどかけて蛇行しながらゆっくりと歩き、この間に目撃したシカの数および鳴き声などを記録する方法である。隣接する調査員は互いにトランシーバーで交信し合い、同じシカを重複してカウントしないように留意した。また、未踏査地域は、調査地域の中で環境の似通った場所の生息密度を元に算出し、全島の生息個体数を推定した。調査の結果、推定生息数は阿嘉島で約70頭、慶留間島で約30頭、外地島で約10頭となり、3島あわせた推定個体数は、2003年の調査時の150頭に比べて、40頭ほど減少していることが明らかになった(図2)。阿嘉島では、個体数の大きな変化は認められなかったが、生息場所のシフトがみられ、これまで多くのシカが目撃された東部湿地では推定個体数が減少し、北部森林部では個体数が若干増加した。個体数減少の原因については明らかになっていないが、畑の周辺に張られた防鹿用の漁網に絡まって死亡する事例や出産期の5、6月にカラスによって生後間もない仔ジカが突かれて死亡する事例が目立つことから、これらが個体数減少の一つの要因となっていると考えられる。生息場所のシフトについては、調査当時に慶良間の降水量が例年よりも著しく少なく、飲料用のダムも干上がるほどであったため、水場の制限が生息場所のシフトを引き起こした要因の一つと考えられた。

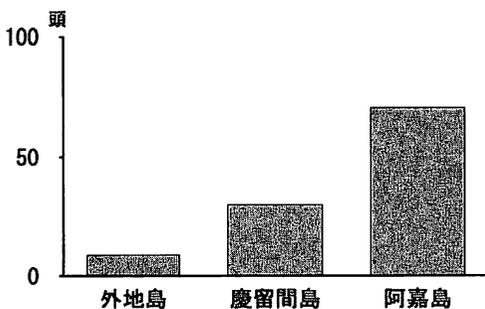


図2 ケラマジカの推定生息個体数

## 2) ケラマジカの行動圏について

生体捕獲して電波発信器(ATS社製)を装着したオスジカとメスジカについて、2005年12月、2006年1月、2月、3月、5月、9月にラジオテレメトリー調査を行い、ケラマジカの行動圏とその季節変化を明らかにした。その結果、行動圏サイズ(100%MCP)は、メスジカで各月5ha程度と変動は少なく、オスジカで2ha~8haと月間で変動はするものの、雌雄ともに他地域のシカで報告されている行動圏サイズと比較して、非常に小さいことが明らかになった(図3)。行動圏の季節的な移動に関しては、メスジカでは各月の行動圏はほとんど重複しており、季節移動はまったくみられず定住性が極めて高いことが明らかになった。オスジカについては、秋から冬にかけて行動圏サイズが拡大するものの、春から夏の行動圏から完全にシフトするのではなく、行動圏を維持したまま秋から冬に周辺部に拡大することが明らかになった。雌雄ともに季節移動は認められなかった。

ケラマジカの行動圏サイズに関して、小さなボディサイズや豊富で安定した餌資源がサイズを小さくする要因と考えられる。ニホンジカのボディサイズには南北のクラインが認められる。北海道のエゾジカのオスは150kgに達する個体もいるが、本州では40~90kg程度、九州本島で40~60kg程度、慶良間では50kg程度とされている。シカが必要とする餌量はボディサイズに関係し、大きくなるほど必要とする餌量は多くなり、必然的に行動圏サイズも大きくなる。このことがケラマジカの行動圏サイズを小さくする要因の一つと考えられる。次に、餌資源に関して、北日本では、冬期になると落葉や積雪により餌量が急激に減少し、餌資源の分布が積雪の少ない場所に限られるようになる。そのため、季節的に長距離の移動をすることが多く、その結果、行動圏サイズは非常に大きくなる傾向がある。一方南西日本では、標高の高い場所を除けば、餌資源の量や分布の季節変化は北日本に比べて小さく、大きな季節移動を必要としない。ケラマジカの生息する亜熱帯では、温帯域よりもさらに餌資源の季節変化は少ないと予想され、行動圏サイズも小型化すると考えられる。

秋から冬にオスの行動圏サイズが増加することに

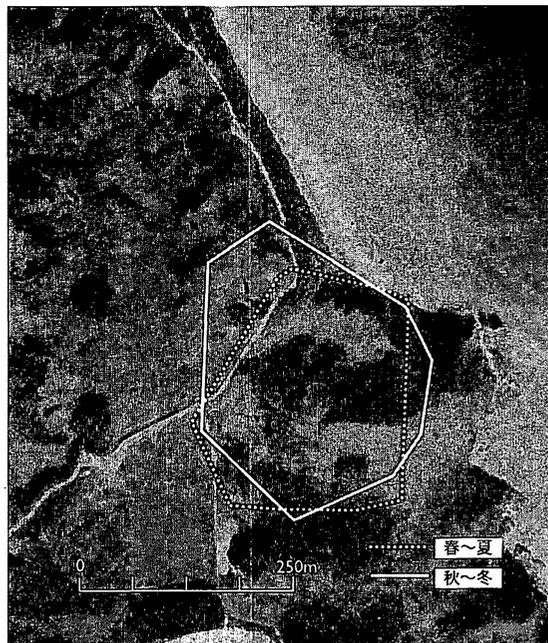
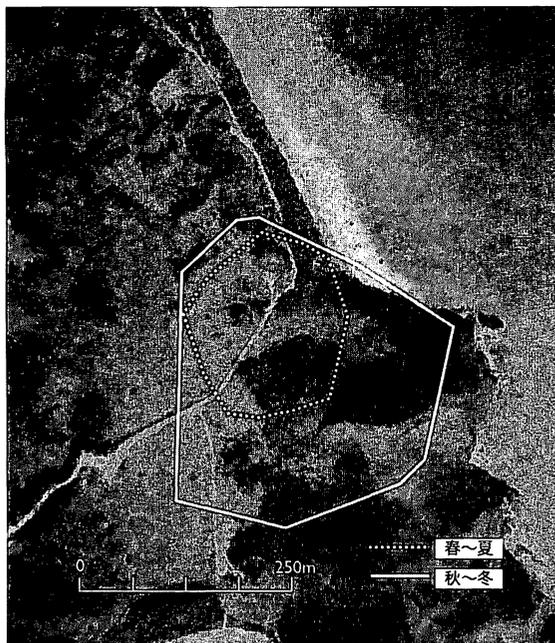


図3 ケラマジカの行動圏 (左: オス、右: メス)

については、オスの繁殖行動が関与していると考えられる。これまでの調査から、ケラマジカの分布は雌雄で異なり、メスは開けた草地を周年利用しているのに対し、オスジカは春から夏にかけては、森林内を好み、秋から冬に行動圏を開けた草地に拡大し、利用するようになる。草本の餌としての価値(栄養価)は冬期に減少することから、餌資源を求めているのではなく、繁殖資源としてのメスジカを求めて草地を利用する可能性が高い。草地では、メスジカに対しては接近・接触・フレーメン・マウント・交尾など、発情期特有の行動が見られ、オスに対してはノーズアップディスプレイやスパーリング、チェイジングなど、攻撃的な行動が目立つ。ニホンジカのオスの繁殖戦術は、奈良公園や金華山島で土地を防衛するテリトリーやメス集団を防衛するハーレムが報告されており、オスの行動圏は発情期には小さくなる傾向が認められる。一方ケラマジカは、奈良公園や金華山島とは異なり、個別に発情するメスをオス間の優位性に基づいて取り合いをする形態であると報告されている(當間 1998)。オスジカは発情したメスを求めて、メスジカの集中する草地へと行動圏を拡大していると考えられる。また、メスジカの発

情日のばらつきがオスジカを長く草地に留める要因となっていると考えられる。

## (2) 小学校と連携したシカを含む森林生態系の調査

### 1) シカの鳴き声調べ(発情期のrutting callについて)

ニホンジカの鳴き声については、多くのタイプが報告されている。秋の発情期には優位なオスジカがrutting callと呼ばれる特有の鳴き声を出し、callの頻度はオスの発情の程度を示す指標として、発情期間の推定に用いることができる。一回のrutting callは連続した3~5シラブルの鳴き声から成る。調査は、日常生活の中でrutting callが聞こえた場合、日時、場所、連続したシラブル数を記録した。調査の結果、9月から鳴きはじめて10月が1番多く鳴き、12月にも2回聞こえた(図4)。続けて鳴く回数は、5シラブルと4シラブルが多く、6シラブルのものもみられた。鳴き声の頻度は、他のニホンジカでも10月にピークを持つことが報告されており、ケラマジカでも年間スケジュールの中での発情時期のピークには大きな違いがないと考えられた。シラブル数については、ケラマジカ以外のニホンジカについてみると、九州本島の椎葉やえびの高原、五島列島の野崎島で連続した3~4シラブルのrutting callが多く聞かれ、5シラ

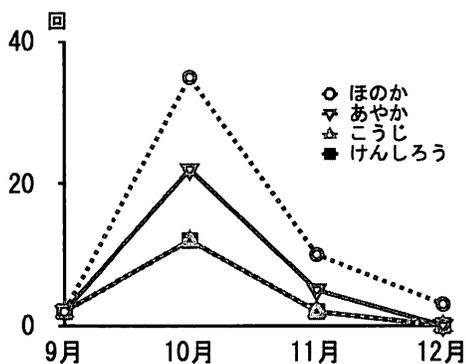


図4 各月の rutting call の頻度 (調査員毎に示す)

ブルは椎葉や野崎島では聞かれず、えびの高原で非常に稀に聞かれるだけである。5シラブルの頻度が非常に高いことはケラマジカのrutting callの特徴といえる。

## 2) ケラマジカのアンケート(住民感情について)

島に住んでいる人がケラマジカをどう思っているのかを調べるために、島の人にアンケート調査を行った。対象は大人20人と子ども16人であった。アンケートの結果、大人は好きが8人できらいも8人、どちらでもないが4人であった。子どもは好きが8人できらいが0人、どちらでもないが8人であった(図5)。きらいな理由として、ケラマジカが畑に入って、育てた野菜を食べることを多くの人あげた。ケラマジカを保護していく上で、防鹿フェンスを設置し維持管理を徹底し、作物への被害をなくすことが不可

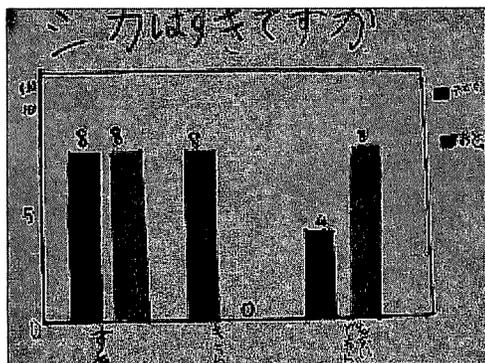


図5 ケラマジカに対する住民の意識

欠であると考えられる。また、畑の作物を荒らす原因として、森林が成長してシカの食べ物が山になくなりシカが里に降りてきた、鯉漁が盛んであった時代には森林に頻繁に手が入り、シカの餌が豊富にあったので里でシカを見かけなかった、というコメントを多くの人あげた。森林の適切な管理もケラマジカの保護管理の上で重要であると考えられる。

## 3) シカの好きな食べ物しらべ

慶留間小学校の過去の研究から、ケラマジカはクワの葉が一番好きであるということが明らかにされている。地域の人たちへのアンケートによると、ケラマジカはクワだけでなく、ハイビスカスも好きだということがわかった。そこで、カフェテリアテストを実施し、ハイビスカスの葉に対する選好性を明らかにした。カフェテリアテストでは、砂と水を入れたペットボトルに植物を挿し、一晩放置し、翌朝シカに食べられているかどうかを確認する。調査は、2005年11月22日～28日に、教員住宅の西側広場に、ソテツ、イモのかずら、ススキ、アダン、ハイビスカス、イモの6種類の植物をシカがよく来る場所に置いて、次の日にシカに食べられているかどうかを確認した(写真2)。実験は、調査期間中に4回繰り返した。その結果、ハイビスカスが1回、カズラが2回、イモが3回、食べられた。アダン、ススキ、ソテツは実験期間中には食べられなかった。ケラマジカは、葉の固いソテツやススキ、とげのあるアダンよりも、ハイビスカスを好んで食べることが明らかになった(表1)。



写真2 カフェテリアテストによる選好性試験

表1 カフェテリアテストの結果

	1回 11月23日	2回 11月25日	3回 11月26日	4回 11月27日
イモ	○	○	○	×
カズラ	×	×	○	×
ハイビスカス	×	×	○	×
ソテツ	×	×	×	×
ススキ	×	×	×	×
アダン	×	×	×	×

#### 4) 島の野鳥観察

慶良間諸島にいる鳥を調べるため、阿嘉島と慶留間島に観察ルートを設定し、季節毎に一時間ほどかけてこのルートを歩きながら、目撃や声の確認できる鳥を記録した(写真3)。

2006年5月にはスズメ、ハシブトガラス、ヒヨドリ、リュウキュウツバメ、イソヒヨドリ、アマサギ、メジロが観察され、ウグイス、アカショウビン、リュウキュウコノハズクの声が確認された。2006年9月には、ハシブトガラス、ヒヨドリ、リュウキュウツバメ、イソヒヨドリ、チュウサギ、アオサギ、イソシギ、サシバ、ミサゴ、ムクドリ、ハクセキレイ、キセキレイ、ジョウビタキが観察された。これ以外にも、慶留間島では2006年3月にヤツガシラ、阿嘉島ではカラスバトやサンコウチョウが確認された。調査の結果、カラスやツバメのように一年中観察できる鳥と、アカショウビンやサシバ、ジョウビタキのように渡りをし、特定の季節だけ見ることのできる鳥

がいることがわかった。

#### 5) 森の種しらべ

森林の種子を調べるため、2006年3月にシートトラップを制作し、阿嘉島の森林内に設置した(写真4)。2006年5月にトラップ内のサンプルを持ち帰り、落ち葉などを取り除いた後、果実を採集した。その結果、クチナシとモチノキの実がトラップから見つかった。トラップの周囲に母樹のモチノキおよびクチナシが存在し、果肉も付いていたことから、これらの種子は自然に落下してトラップに入ったものと考えられた。

#### 3. まとめ

本研究は、慶良間諸島の森林生態系に対する地元に関心を高め、ケラマジカの持続的保全を実現することを目的として実施している。持続的な自然保護は、外部からその重要性をトップダウンに訴えかけるだけでは達成できず、地元から沸き立つ力が不可欠である。特に当グループでは、森林生態系に対する地元に関心を高めるために、島の子供達の興味を森林に向かわせ、子供達からのボトムアップによる地元へ自然保護啓蒙の働きかけをしている。具体的には、地元、座間味村教育委員会と協力し、小学校の総合学習の中に、ケラマジカの研究、野鳥観察、森林の種子調べなど、森林生態系に関する研究活動を取り入れ、子供達を外へと連れ出した。研究テーマは、予めこちらが用意したものではなく、「島の人



写真3 バードウォッチングの様子



写真4 林内に設置したシートトラップ

達がケラマジカをどう思っているのか?」、「ケラマジカの好きな食べ物は何か?」など、島を歩き自然と触れ合う中で子供達が懐いた疑問を優先した。研究方法についても、子供達が考えたものに研究者が若干のアドバイスを与えるだけで、一貫して子供達の自発性に任せた。その結果、上に報告したような成果が多く得られ、学校が年一回開催する学習発表会において、地元住民が集まる前で発表された。その効果として、以前は、「ケラマジカ=害獣」という意識が非常に強く、シカを話題にすることも憚られるような雰囲気を感じられたが、少しずつではあるものの、地元のシカに対する意識が変わってきているように感じられた。これまでも環境学習の取り組みはみられた。しかし、担当する教員個人の努力に負う部分が多く、転勤などによってその気運が立ち消えてしまうこともあった。子供達からのボトムアップによる地域自然の保護を実現するためには、学校スタッフの転勤などに左右されない体制作りが必要不可欠である。

当グループの小学校における取り組みは始まったばかりであるが、今後も継続し、定着をはかっていくことで、体制が確立し、持続的な自然保護の実現に近づくことができると考えている。

ケラマジカの生息状況について、島毎に簡単にまとめる。阿嘉島では、数字として報告されていないものの、住民の話から、ネットに絡まって死ぬシカが相当数いると考えられる。阿嘉島のケラマジカは天然記念物の地域指定がなされておらず、被害対策もなされていない。そのため、自衛のために畑の周

辺に張られた漁網に絡まる事故は後をたたない。最も多くのシカが生息する阿嘉島は、ケラマジカ個体群の持続的保全には不可欠である。天然記念物指定を急ぎ、被害防除対策を早急に講じる必要がある。天然記念物として指定されている慶留間島については、保護対策事業として鋼鉄製の防鹿フェンスが整備され、作物に対する被害はなくなった。しかし、住居内の花卉の食害は後を絶たず、人間とシカのゾーニングが課題となっている。外地島は空港があるだけの島なので、空港内へのシカの侵入を防ぐ対策を講じていれば特に問題はない。今回調査できなかった屋嘉比島は、2003年の調査で著しい減少傾向がみられていた。餌場の不足や銅に汚染された水など、ケラマジカの生息についてマイナスの要素が指摘されており、詳細な調査による生息実態を解明と対策の実施が急がれる。

ケラマジカを含めた慶良間諸島の森林生態系の持続的保全を図る当グループの試みは始まったばかりである。今後も、研究活動を継続するとともに、地元・小学校との協力体制を維持し続けて、その実現に尽力したいと考える。当研究は、ニホンジカの生態研究の進展に寄与するとともに、慶良間諸島の自然環境保全に関する意識の底上げに貢献し、持続的保全を確実にするものと確信する。

## 引用文献

當間順一. 1998. ケラマジカ (*Cervus nippon keramae*) の生態学的研究—繁殖行動、行動圏、生息数推定に関して—。琉球大学理学研究科修士論文. 46pp.

To achieve the sustainable conservation of Kerama deer and their habitat, we carried out the investigation of Kerama deer and their habitat of forest ecosystem together with the children on Kerama islands, Okinawa prefecture. The researcher investigated the population and homeranges of Kerama deer. Schoolchildren investigated the feeding and rutting behavior (rutting call by males) of Kerama deer, inhabitant's attitude toward the conservation of Kerama deer, bird distribution and seed production. The results of researches were presented to the inside of the island, and announced to the outside of the island via internet.

# 「坊ガツル」(ラムサール条約新指定地)の自然環境の現況評価と オーバーユース対策

特別非営利活動法人 おおいた生物多様性保全センター  
足立 高行・倉品 治男・室越 章・宮崎 博文・伊藤 雅之  
桑原 佳子・中村 茂・倉原 隆二・炭本 悟朗・足利 由紀子・伊東 博光

## Measures against overuse and present assessment of natural environment of “Kuju Bogatsuru swamp” (new Ramsar Convention site)

Nonprofit Organization Oita Biodiversity Conservation Center  
Takayuki Adachi, Haruo Kurashina, Akira Murokosi, Hirofumi Miyazaki, Masayuki Itou,  
Yoshiko Kuwahara, Sigeru Nakamura and Ryuji Kurahara et al.

### 1. はじめに

調査対象地である「坊ガツル」はくじゅう火山群の中心部に位置する海拔1,200m前後の盆地で、久住山、中岳、三俣山、大船山など1,700m級の山塊に囲まれている。くじゅう火山群の活動は地質年代的には新しく、硫黄山などからは現在も噴煙が立ち上っている。土壌は未発達で、溶岩が各所に露出しており、岩屑の集積した場所も多く、凹所には黒ボクと呼ばれる火山灰土が堆積している。坊ガツル湿原は、周囲の山塊を集水域とする表流水や浸透した地下水によって涵養された中層湿原で、主として東南側の上部山麓扇状地の上に乗った厚いミズゴケ層がその中心となっている。ただし、坊ガツルの生物の詳細な情報は少ない。

一方坊ガツルは、1934年の国立公園指定後、主峰群への登山基地としての役割を果たし、大船山登山口の一角にはキャンプ地が設定され、炊飯棟や公衆トイレなども整備されている。2005年度には約5万2千人がここを訪れている(竹田市観光課調べ)。

表題に掲げた「坊ガツル」(ラムサール条約新指定地)の自然環境の現況評価とオーバーユース対策を実施した今回の一連の流れを概説する。

現地調査→現況評価→オーバーユースを含む問

題点の抽出(現況・将来)→現地調査と並行して「親子でふれあう自然教室」を開催(2006年9月～12月まで計4回開催)→調査の成果としてシンポジウム「坊ガツル(ラムサール条約新指定地)の明日を見つめてーインパクトと、そのカウンタープランナー」を2007年3月10日に当NPO主催で開催した。なお、当初計画書では「環境省のレンジャーを招聘し、国立公園のオーバーユース問題の現状を勉強すると同時に、対応策へのサゼッションを得る」としていたが、この部分にシンポジウムを組み込み、環境省をはじめ、大分県、地元関係団体とのパネルディスカッションを組むこととなった。

以下に、今回の活動の中心的な位置にある坊ガツルの環境調査の概況と抽出された問題点の主要な部分を述べ、その後で「親子でふれあう自然教室」とシンポジウムに関して報告する。

### 2. 調査目的

今回の調査は、ラムサール条約の新指定地ということきっかけに、登山者の急増により当該地域に不測の人為影響がもたらされる危険性が予測されたため、緊急に自然環境の現況を調査し、利用上の問題点を抽出し、規制を含めた各種のゾーニングや禁

止事項など利用の限度を明確にし、オーバーユースをはじめとする様々なインパクトから、坊ガツルの湿原生態系へのダメージを未然に防ぐことを目的に実施された。

### 3. 調査期間

2005年11月から2006年10月までの一年間。

現地調査日数：2005年9月14日の予備調査を含め22日間(内夜間調査3回)。

### 4. 調査項目および方法

基本的に全項目とも現地調査によるデータ収集を実施した。特殊な調査方法は用いず、一般的に行われている環境調査方法によった。

#### (1) 水質

pH、電気伝導度、TOC、大腸菌群、主要な陽・陰イオン15項目など。

#### (2) 植物

植生調査、フロラ調査など(一部で湿原部分は現地測量により現存植生図を作成)。

#### (3) 動物

脊椎動物および昆虫類について各種群に従った調査(フィールドトラッキング、ライン・定点観察、ハンドソーティング、ライトトラッピング、瓶漬法、釣獲法など)。

### 5. 調査結果

火山の影響を受けた酸性度の高い河川水(調査地の西側の河川でpH4.9)が、一部の植物および以下4群の動物の生息に多大な影響を与えていることが判明した。

#### (1) 植物

酸性湧水の流下水路にフトヒルムシロが生育(酸性水域を好む浮葉植物)。

#### (2) 鳥類

河川環境を指標する種が貧弱(河畔林がないなど複合的)。

#### (3) 両生類

酸性度が高い河川部分には生息しない。

#### (4) 水生昆虫類

酸性水質に耐性のあるフサオナシカワゲラ、ユビオナシカワゲラが優占。

#### (5) 魚類

酸性度が高い河川部分から、さらに数km下流まで生息しない。

一方で、河川水の酸性度の影響をあまり受けていない種群は以下の動物であった。

#### (6) 哺乳類

個体数の多いハタネズミやアカネズミをベースにしっかりとした草原型哺乳類相が成立。

#### (7) 爬虫類

種数・個体数共に多く、南方裾野の久住草原地域と比較しても多様性が保全されている。

さらに、植物では環境省や大分県の絶滅危惧種38種と阿蘇くじゅう国立公園特別地域で採取が制限されている植物35種(うち15種は絶滅危惧種)が確認され、当該地域が貴重な植物の生育地であることが判明した。しかしながら、植生は全体的に構成種が少ない単純な構造であり、植物相は極限られた場所や一部の植生に負うところが大きいという結果が示された。また、陸生昆虫類では、ミヤマキリシマに由来する高地草原生の蛾類が優占するという結果を得た。

### 6. 考察

坊ガツルの自然環境は、以下の特徴を有している。

#### (1) 植物

主要な湿原植生は踏み付けなどの物理的インパクトに弱いミズゴケ湿地が中心。

植物相の多様性は高くなく、一部の湿原や野焼きのための輪地に形成された低茎草地などに限られている。

#### (2) 動物

火山地特有の強い酸性の水質という条件が一部の動物類の多様性を制限している。

### 7. 現況で問題になっている問題と保全策

#### (1) 植物

キャンプ場北側に隣接する良好なミズゴケ湿地の一部がショートカットの登山道として利用され、踏み跡がはっきりついている。→立ち入り禁止区域の設定

登山者や車輛による外来植物(帰化雑草など)の侵入が認められる。→具体的な対策に関しては種ごとの検討が必要

## (2) 動物

キツネやテンが登山者の持ち込みによるゴミを食べており、最悪の場合には腸閉塞などが起きる危険性がある。さらには、カラス類の誘因物となっており、カラス類が増えれば鳥類相への多大な影響が懸念される。→徹底したゴミの持ち帰り

## 8. 将来問題になると思われる問題

### (1) 非人為的

坊ガツルの中央部を北進するやぶ川の流下に伴う河床の浸食は、湿地帯内の地下水位の低下を促すものであり、湿地帯の水涵養機能が不足し、湿地性植物の枯渇が危惧される。また、坊ガツル湿原西側の三俣山の山体には大規模な土石流崩壊跡が刻まれており、将来にわたって、この土石流崩壊が繰り返されれば、やぶ川から西側はガレ場となり、坊ガツル全体に多大な影響を及ぼすものと考えられる。

「やぶ川の洗掘」および「周辺からの土石流崩壊」とも影響の程度や具体的な時間を予測することは難しいが、将来にわたって避けては通れない問題である。

### (2) 人為的

一方、登山者の増加に伴う人為的な影響が、坊ガツルの生態系に与えると想定される問題を列挙すると、「踏圧」「外部持ち込み」「盗掘」「糞尿・ゴミ処理」などが考えられる。現況の坊ガツルが有する生態系の特徴やポテンシャルを勘案すると、そのいずれもが決定的な環境破壊要因となる可能性を内包しており、事前に対応すべき具体的な方法を検討しておかなければならない状況にあるものと考えられる。

行政、企業、市民の別なく、坊ガツルの生態系を人為的に痛めることなく将来に引き継ぐべく、連携することを提案する。

## 9. 調査以外の活動

### (1) 自然観察教室

調査期間中の2006年9月から12月までの計4回、坊ガツルを含む阿蘇くじゅう国立公園全体の現況を知っ

てもらうために「親子でふれあう自然教室」を開催した。親子10組を、タゲ原湿原(湿原)、沢水キャンプ場(樹林と草原)、鶴見岳(山岳樹林)、黒岳(夏緑林)へ案内した。最終回は公民館でこれまで見て回った場所の自然の状態を整理し、「良いところ」「悪いところ」「気になるところ」などをみんなで話し合った。

この話し合いの結果は、大分県環境部局に報告され、さらに後日行われた坊ガツルのシンポジウムの際に紹介された。

### (2) 坊ガツルの保全を目指したシンポジウムの開催

今回の調査で得られた結果をもとに、調査者自身によるリレー形式の基調講演をベースに、環境省、大分県、大分県山岳連盟、九重の自然を守る会と我々NPOとでパネルディスカッションを行い、坊ガツルの保全に向けた話し合いを開催した。シンポジウムには、大分県自然観察連絡協議会、九州自然協議会(九州各県の自然観察指導員の集まり)、大分県山岳連盟、九重の自然を守る会、自然公園指導員などの各会員および一般の方々で100名が参加した。

## 謝辞

本活動の対象地は国立公園の特別地域を含んだ地域である。したがって、調査に伴う各種の許可を必要とした。また、調査地へのアプローチには林道の管理者の方にも許可を頂いた。環境省の公園事務所、大分県、九重町など関係者に深くお礼を申し上げる次第である。

また、本活動のきっかけは「坊ガツル」のラムサール条約への登録であり、それにオーバーユースの危機を感じたからに他ならない。しかし、具体的な活動となるとどうしても尻込みしがちであるが、P.N.ファンドの助成はそれを見事にはね除けてくれたのである。

しかも、2007年3月10日のシンポジウムの開催までこぎ着けたことは重ね重ねP.N.ファンドの助成のおかげであり、関係者各位に心から感謝申し上げます。



写真1 銚立・白ルートから坊ガツル湿原の全景(2006年9月14日)

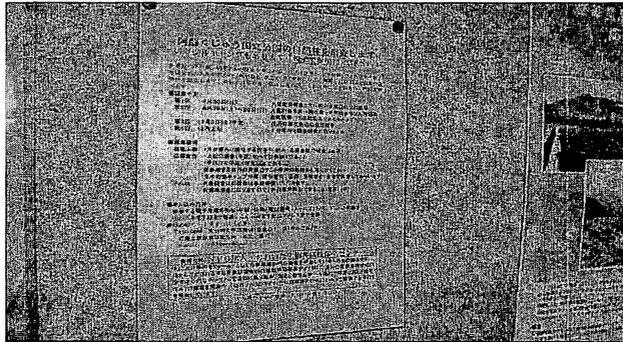


写真2 自然教室の募集のチラシ(大分市内のキャンプ用品店にて)、他に新聞2回、大分県のHPなどで広報



写真3 坊ガツルと一緒にラムサール条約に登録されたタデ原の水源を涵養している樹林部を観察。この樹林部にもミズゴケの生育地がある(2006年9月23日)

# 淡水性カメ類の保護 —都市河川における試み—

## 和亀保護の会

西堀 智子・松下 陽子・久保田 朋子・山本 昌弘・石崎 徹  
渡瀬 英晃・主馬野 美雪・久米 卓美・久米 愛子・鍋島 数彦  
飛川 勝彦・辻 広志・荒谷 和博・荒谷 百合子

## Conservation of the Japanese Freshwater Turtles : a Case Study in an Urban River

### Society for the Conservation of Fresh Water Turtles of Japan

Tomoko Nishibori, Youko Matsushita, Tomoko Kubota, Masahiro Yamamoto, Toru Ishizaki,  
Hideaki Watase, Miyuki Shumeno, Takumi Kume, Aiko Kume, Kazuhiko Nabeshima,  
Masahiko Tobikawa, Hiroshi Tsuji, Kazuhiro Aratani and Yuriko Aratani

### 1. 背景と目的

大阪府茨木市・摂津市を流れる大正川およびその支流の三条川は、ゴミ投棄という都市河川特有の問題を抱えているが、完全な三面護岸を逃れているため、付近の川と比べて生物相が豊かな川である。しかしカメ類においては、近年外来種であるミシシッピアカミミガメの増加が著しく、在来種であるクサガメは数は多いものの若年層の個体数が極端に少なく、将来の減少が推測される。またスッポンやニホンイシガメは個体数自体が僅かで、このままではこの水域での絶滅は時間の問題だと考えられる。本活動は、このような現状を改善し、将来的には大正川を在来種のカメが当たり前泳ぐような、川の本来あるべき姿に近付けることを目的とし、有効な方策を模索していくものである。

### 2. 方法

#### (1) 捕獲調査

大正川中流域から河口にかけての約3.8kmおよび三条川下流約1kmにおいて、1年を通じて(月2~4回、1回につき300~500mの区間)カメ類の捕獲調査を行

い、棲息状況を把握する(手探りおよびトラップによる捕獲→マイクロチップまたは縁甲板穴開けによる個体識別→計測・記録・撮影→見つかった場所への放流)。

#### (2) 川の清掃

捕獲調査と平行して、川の河床・中洲・遊歩道の清掃を行い、カメをはじめとする生き物の命や健康を脅かすようなゴミ、行動の妨げとなるようなゴミをなくす。

#### (3) ニホンイシガメの繁殖

大正川産ニホンイシガメを繁殖させ、1年間飼育した後放流する。

#### (4) 外来種駆除

外来種のカメの排除を行う。

#### (5) 啓蒙活動

外来種問題・在来種のカメの保護について啓蒙活動を行う。

#### (6) 環境行政への協力

外来種問題・在来種のカメの保護に関わる環境行政に協力する。

### 3. 結果

#### (1) 捕獲調査

2005年10月から1年間で、計44回の捕獲調査を行った。これで2004年7月の活動開始時から大正川・三条川で個体識別したカメは、ニホンイシガメ54頭(うち会による放流個体14頭)クサガメ267頭、スッポン3頭となった。ミシシippアカミミガメをはじめとする

外来種は215頭確認した。そのうちデータに不備のあるものを除いて、1年ごとの捕獲数と性比を表したものが表1である。また、甲長別の個体数を表したのが図1~5のグラフである。なお大正川のカメは比較的短期間で年輪が読めなくなるため、甲長で個体のおよその年齢を表すものとした。

表1 カメの捕獲数と性比

	♀の捕獲数(%)	♂の捕獲数(%)	幼体の捕獲数(%)	計
アカミミガメ(1年目)	66 (66.0)	22 (22.0)	12 (12.0)	100
アカミミガメ(2年目)	54 (58.7)	22 (23.9)	16 (17.4)	92
アカミミガメ(3年目)	17	2	4	23
イシガメ(1年目)	17 (65.4)	7 (26.9)	2 (7.7)	26
イシガメ(2年目)	14 (70.0)	5 (25.0)	1 (5.0)	20
イシガメ(3年目)	10	12	0	22
クサガメ(1年目)	103 (51.2)	96 (47.8)	2 (1.0)	201
クサガメ(2年目)	77 (46.7)	85 (51.5)	3 (1.8)	165
クサガメ(3年目)	16	10	2	28

1年目(2004年7月~2005年6月)、2年目(2005年7月~2006年6月)、3年目(2006年7月~9月)



図1 ミシシippアカミミガメ甲長グラフ(1年目)

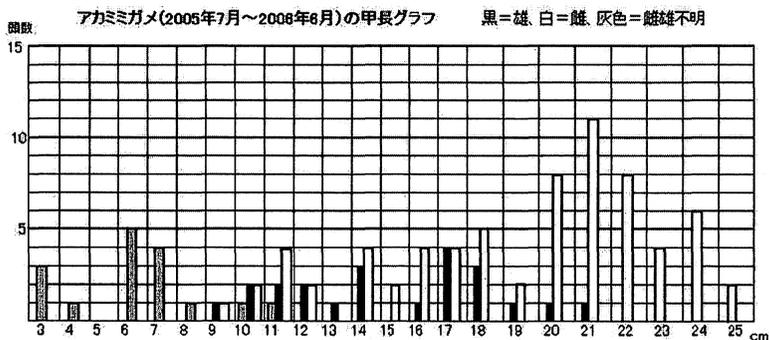


図2 ミシシippアカミミガメ甲長グラフ(2年目)

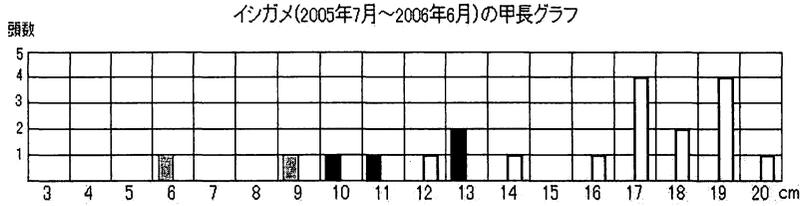
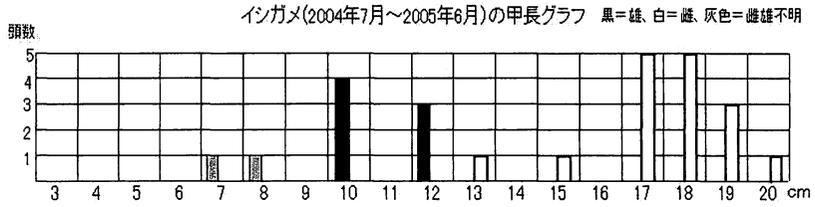


図3 ニホンインガメ甲長グラフ(1年目・2年目)

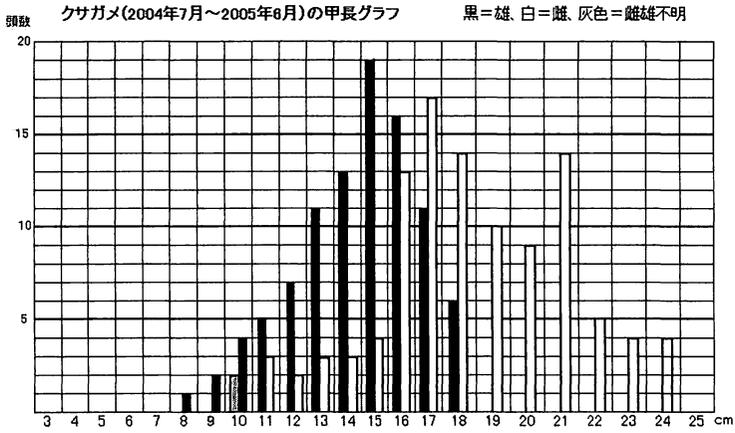


図4 クサガメ甲長グラフ(1年目)

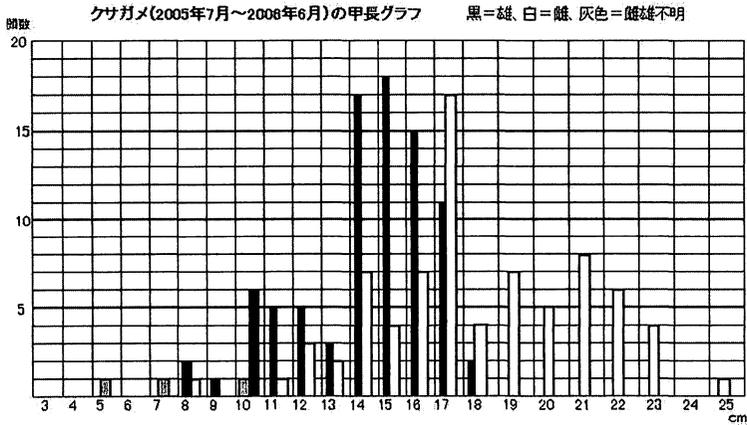


図5 クサガメ甲長グラフ(2年目)

## (2) 川の清掃

1年間で38回の清掃活動を行い、各回90Lのゴミ袋で2〜7袋のゴミを集めた。多かったのは空ビン・空缶・ビニール・紙類などであった。テレビ・パソコン・スタンドなどの電化製品や自転車・バイクなどの大型ゴミ、バッテリーや乳剤なども回収した。これらのゴミは放置するとカメの体を傷つけたり、産卵を妨げたり、休息や冬眠の場所を塞いだりする可能性をもっており、都市河川におけるカメの保護にとって、清掃は非常に重要な活動となった。また大正川は釣り人が多い川であり、捕獲したカメの中には釣り針が原因と思われる怪我を負うものが多数発見されている。死体についても釣り糸が絡まって溺死したもの、釣り針を飲んで摂食障害を起こしたと思われるものが見つかったので釣り糸・釣り針はカメの生命を脅かすゴミとして特に注意して回収した。

## (3) ニホンイシガメの繁殖

2005年夏に孵化させた大正川産のニホンイシガメ13頭を1年間飼育し、甲長約10cm程度に成長させ、そのうち12頭を2006年9月に放流した。放流は地元の清掃ボランティア団体を招待して、放流会の形で行った。また、2年前に放流した2頭の子ガメのうち1頭が9月に捕獲され、その成長を確認することができた。

## (4) 外来種駆除

確認した外来種のカメ215頭は大正川・三条川に戻さず排除した。排除したカメは研究機関や個人へ譲渡し、再び捨てられることのないようにした。

## (5) 啓蒙活動

地元の小学校において、総合学習のプログラムを提供した。子供たちに大正川で見つかるカメとその見分け方・在来種のカメが減少している現状を説明した後、減少の理由と対策を考えさせた。また実際川に入ってカメの捕獲の様子を見学させ、さらに川の清掃活動も指導した。

## (6) 環境行政への協力

大正川・三条川では年2回遊歩道や土手の草刈り作業が行われたが、カメの産卵や孵化の時期にあたり、そのため切断事故が起こることが想定された。そこで作業前に公園管理課または土木事務所の関係者・

担当者・和亀保護の会で事故防止対策の確認と事故が起こった際の対応についての話し合いを持った。これにより、カメが巻き込まれる事故もなく無事に作業が終了した。また、ゴミの投棄防止看板設置にも協力した。

## 4. 調査結果の考察

表より、ミシシippアカミミガメとニホンイシガメについては雌の割合がかなり高いことがわかった。ただし、ニホンイシガメの場合は個体数が少ないので、傾向として雌の割合が多いと結論付けることはできない。

岡田・矢部・織田(2004)によると、産卵場所(池の周囲地面)が太陽光に晒されて高温になる池と、森があつてさほど地温が高くない池では、そこに棲むカメの性は異なり、産卵場所が高温になる池では雌の割合が高くなるとしている。カメは温度依存的性決定機構(TSD)を持つ生き物なので、高温になる地面に産卵した場合には雌が多くなるというのである。

大正川の中洲は日の光を遮るような場所が少なく、晩春から夏にかけてかなり地温が高くなり、ここで産卵するカメは雌が多くなると考えられる。実際幼体を除くミシシippアカミミガメの雌雄で比較すると、雄：雌=3：7の割合である。なお、ペットとして売られているミシシippアカミミガメは雌の割合が多いが、カメの形態の観察や子ガメ発見の頻度から、現在大正川に棲息しているカメの多くは繁殖個体だと推測される。したがってこれはミシシippアカミミガメの初期性比に近い可能性がある。

ところが、クサガメの雌雄はほぼ1：1の割合である。これはクサガメの産卵が高温の中洲に限らないためだと思われる。クサガメは大正川の護岸を上って、道路を渡り、近くの畑などにも産卵しているのである。それは産卵時期にクサガメの雌の交通事故による轢死体が確認されていることや、川から離れた畑の横の用水路でクサガメの幼体が発見されることなどから推測することができる。畑の作物や建物などで影になっている場所に産卵しているなら、必ずしも地温が高温になるとは限らないだろう。

(ただし、大正川のカメの性比が本当に孵卵時の地温を反映したものであるかどうかは、カメの産卵場所を正確に特定して、実際に地温を測定すること、孵化したカメを解剖して性を調べることなどが必要である。)

いずれにせよ、現状を放置すれば、雌の個体数の多いミシシippアカミミガメは今後加速度的に数を増やし、在来種を圧迫することになると考えられる。

ミシシippアカミミガメの甲長グラフからは、甲長の長短に関わらず、つまり幼体も老齢なカメも、比較的バランスよく棲息していることが読み取れる。ただし、幼体は発見しても見失うことが多いので、グラフの左側がさらに高くなるはずである。また、1年目に相当数のカメを捕獲し排除したが2年目も同様の数が捕獲され、甲長グラフも1年目と同様の結果を得た。ミシシippアカミミガメは遊泳力も大きいので、逃げるのも上手く、1年目に取り逃がした個体がかかなりの数いたのだと考えられる。また上流や下流から移動してきたもの、孵化個体もかなりあったと思われる。ミシシippアカミミガメの能率的な排除の方法としては、まず目立つ大きな個体(産卵できる雌)を減らし、産卵数を減少させることが重要だと思われる。そして動きが速くて捕獲しにくい中型の個体および幼体は、トラップで捕獲したり、冬期に動きがなくなったところを捕獲したりする工夫が必要だと考えられる。

ニホンイシガメは棲息数が少ないのが実態である。少ない個体数の中でも老齢な個体がほとんどで、それは環境が良かった時に育った個体の生き残りだと言える。幼体も見つかってはいるが、それは幸運に恵まれてたまたま育ったものと判断せざるを得ない。非常に絶望的な状況と言える。繁殖と放流の実績は少なく、残念ながらまだまだ焼け石に水の域を出ていないが、今後も地道に放流を続けていくこと、幼体のカメが無事に成長できるような環境を作ることが重要だと思われる。

クサガメは個体数自体はアカミミガメよりも多く、そのことだけを取れば問題がないように思えるが、子ガメの数を見ると、ニホンイシガメと同じく絶望的な状況である。甲長が小さいものが少ないということは、次の世代を担うカメが少ないということである。本来グラフは左側が高く、右に行くにしたがって緩やかに低くなるというのが健康な個体群を表すものはずである。このグラフは将来どんどんクサガメが減っていくことを明確に表している。ブリードの必要があるのはニホンイシガメだけではないと言える。

## 謝辞

本活動は、2005年度のプロ・ナトゥーラ・ファンド助成金を受けて行われた。(財)自然保護助成基金および(財)日本自然保護協会に深謝する。また、日本ハンザキ研究所柘本武良氏、愛知学泉大学矢部隆氏にはひとかたならぬご協力をいただいた。この場を借りて感謝の意を表したい。

## 引用文献

岡田夕季・矢部隆・織田鉄一. 2003. ニホンイシガメ *Mauremys japonica* における性比の個体群間変異. 爬虫両棲類学報, 2004 (1) : pp.36.

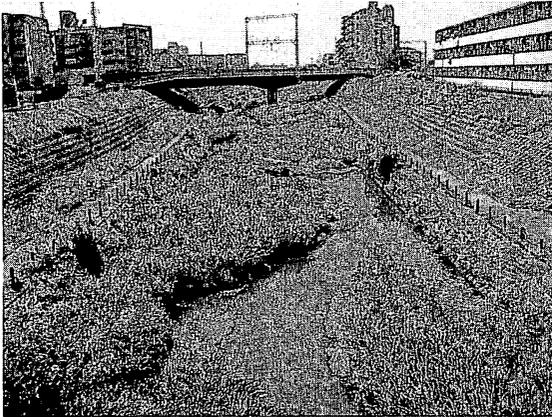


写真1 大正川中流域の景観

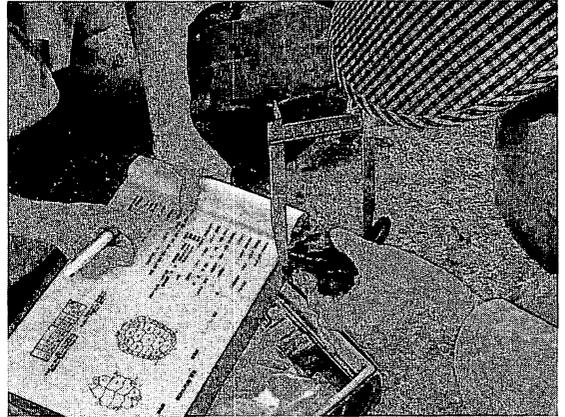


写真2 捕獲したカメの体測と記録



写真3 川から集めたゴミ



写真4 クサガメの死体と釣り針

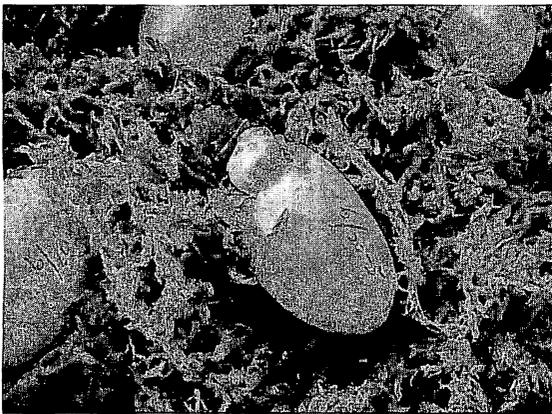


写真5 人工孵化させた子ガメ



写真6 飼育したニホンイシガメ



写真7 ニホンイシガメ放流会

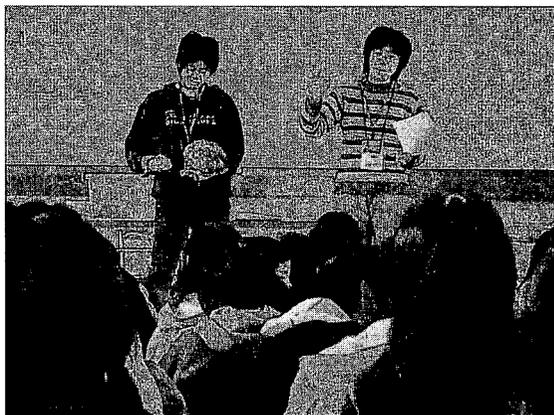


写真8 地元小学校での総合学習

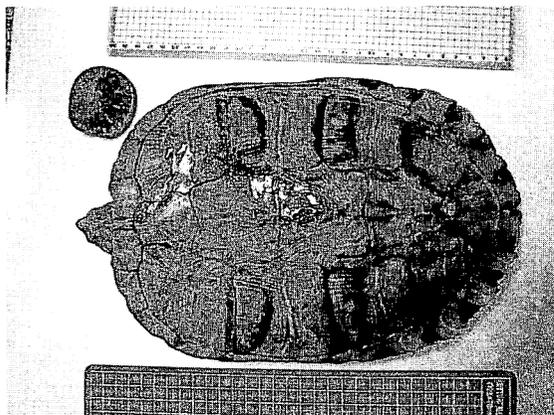


写真9 アカミミガメの幼体と成体

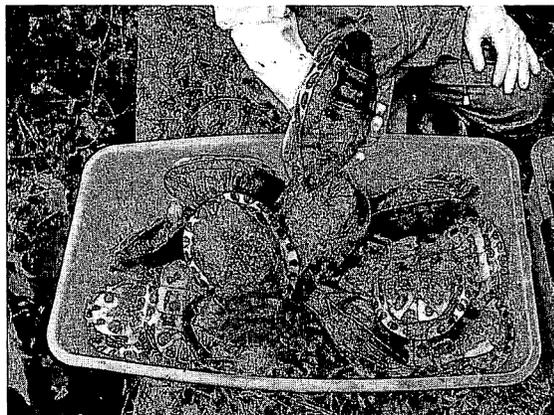


写真10 捕獲したアカミミガメ



写真11 草刈りの際の打ちあわせ

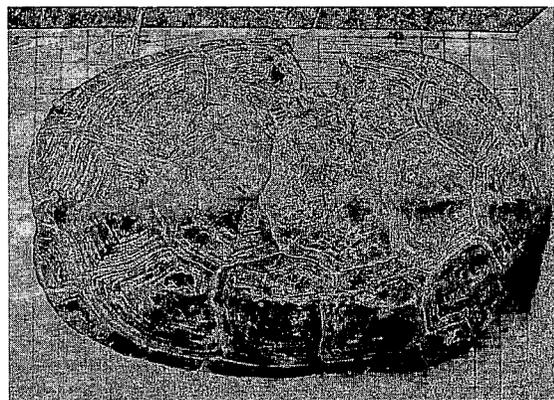


写真12 機械で傷ついたクサガメ

# 国立公園大山蒜山地域における草原生態系の復元

晴れの国野生生物研究会  
谷 幸三・徳永 巧・谷口 真一

## Restoration of Grasslands Ecology in National park Mt. disen-hiruzen Area

Harenokuni Wildlife Research Club  
Kouzou Tani, Takumi Tokunaga and Shinnichi Taniguchi

### 1. 活動の目的

大山蒜山地域は、鳥取県西部から岡山県北部にかけて広がる山岳高原・山麓農村地帯で、広く大山隠岐国立公園に含まれている。蒜山地方には、山焼きや放牧、茅刈りによって維持された草原が広く分布し、美しい草原の風景が広がっているが、生息環境となる草原の消滅にともないウスイロヒョウモンモドキなども絶滅の危機に瀕している。本活動は、希少な野生生物が生息する二次草原を保全再生する活動を実施するとともに、大山・蒜山地域で自然環境の再生を実践するネットワークづくりを目的とした。

### 2. 活動の方法

本活動は、(1)草原の分布調査、(2)草原保全シンポジウムの開催、(3)草原ビオトープ見学会・草原エコツアーの開催、(4)ウスイロヒョウモンモドキ生息状況調査、(5)ウスイロヒョウモンモドキ生息地再生候補地の選定、(6)自然保護セミナーの開催、(7)草刈りによるウスイロヒョウモンモドキ生息草原再生活動、(8)保護監視システムの検討・整備、(9)ウスイロヒョウモンモドキと草原を紹介するホームページ作成、という流れで進めており、行政や地域住民へのアピール・地域啓発を図りながら、生息環境再生調査を実施し、蒜山山麓や毛無山山麓の里山域での草刈りグラウンドワーク活動による環境再生を進めた。

### 3. 活動の結果

草原生態系調査の結果、希少野生生物保護上で重要とされる林野域が複数確認することができた。また、全国草原シンポジウムを開催し、草原の保全、草原に棲む希少な野生生物の保護の必要性を広く呼びかけることで、大山・蒜山地域で環境保全活動を実践する自然環境保全ネットワークづくりを行うことができた。草原生態系の保全再生を目的とした草刈りグラウンドワーク活動の実施により、当地域における自然保護や景観保全のボランティア活動を展開する市民活動組織を発足させることができた。

### 4. 活動の考察

草原再生のためには、行政の他、地域住民の理解と協力、さらには、地域外住民・市民の参加応援が必要であり、希少野生生物の保護だけでなく「美しい草原風景の保全」という観点で活動を行うことで、より多くの市民・行政の賛同を得ることができると考えている。このことは草原生態系のみならず、昔懐かしい農村景観・風景を保全再生することにより、絶滅の危機に瀕した多くの野生生物の生息環境を保全復元することに通じ、「昔懐かしい農村風景」と「希少な生態系」という二つの地域資源を同時に保全することであり、観光と自然保護の両立を考える上で重要と考える。

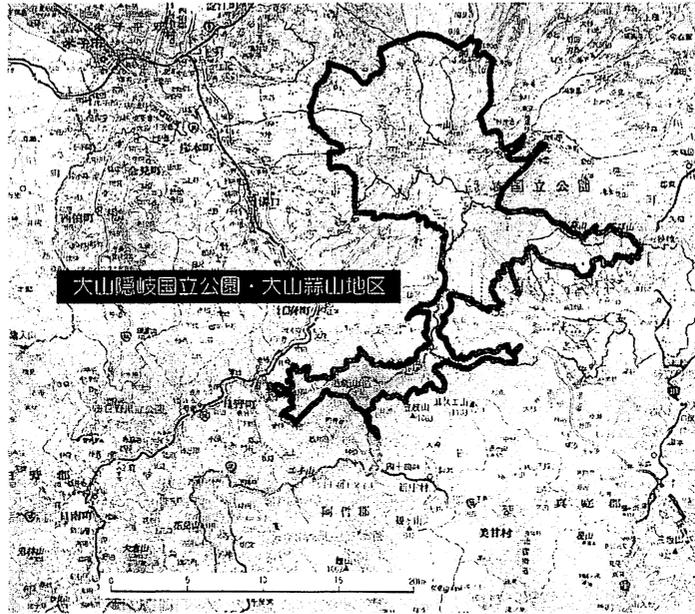


図1 大山隠岐国立公園蒜山地区位置図

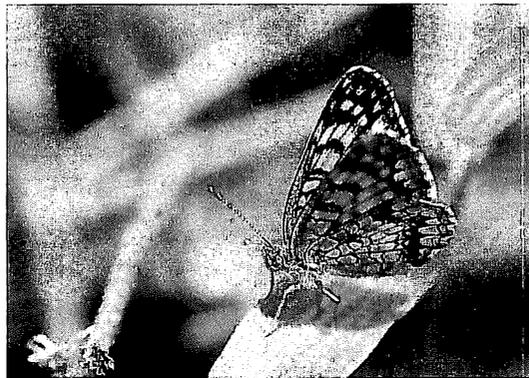


写真1 国立公園内に生息するウスイロヒョウモンモドキ



写真2 国立公園内での草原生態系復元の活動風景

## 住民参加型のシシ垣遺構調査と現代的意義を考える

### シシ垣ネットワーク

高橋 春成<sup>1)</sup>・谷口 隆一<sup>2)</sup>・石庭 孫義<sup>3)</sup>・増山 雄士<sup>4)</sup>

### A new point of view in Shishi-gaki survey with local people

#### Shishi-gaki network

Shunjo Takahashi, Ryuichi Taniguchi, Magoyoshi Ishiba and Yuji Masuyama

#### 1. シシ垣調査にむけて

シシ垣とは、江戸時代などにイノシシやシカが田畑に侵入し農作物に被害を与えるのを防ぐために構築された石積みや土盛りなどの遺構のことをいう。個人や共同で構築したもの、一つの村全体で構築したものや複数の村が協力して構築したものが各地に残っており、当時の被害の甚大さと農民の苦闘の跡がしのばれる。しかしながら、古墳や城郭といった貴族や大名などの特権階級の遺構や遺跡と違って、農民の汗の結晶であるシシ垣が注目されることは少なかった。シシ垣は、市町村史誌類や古文書、あるいは文化財調査報告などに記載されているものもあるが、いまだ知られず山林原野の中に埋もれているものも多い。まずは各地に残るシシ垣を掘り起こしていく必要がある。そして記録を作り、後世に残していかなければならない。さらに、このようなシシ垣のデータベース作りとともに重要と思われることは、シシ垣をいかに保存し活用していくかを考えることである。

#### 2. 伊吹山地のシシ垣と活動

伊吹山地山麓の台地上にある米原市大久保地区には、伊吹山から産出する石灰岩を高さ2mにも積み上げたシシ垣が残っている。当地のシシ垣は、開墾した畑をイノシシやシカから守るために構築された。このシシ垣をめぐる、大久保地区住民で伊吹の源

流を考える会代表の谷口隆一や大久保地区住民などと、シシ垣の保存や活用について現地調査や公民館での講演、意見交換を行った(写真1・2)。

この活動を通して成果がみられたのは、伊吹の源流を考える会代表の谷口が中心となって推進している「わくわく農園」とのかかわりにおいてであった。この農園は、大久保地区の有志が伊吹大根や自然薯といった当地特産の畑作物を復活させようと、シシ垣と隣接した台地上に新たに開墾したものである。ここには、当地の学校の生徒も学習を兼ね農作業の手伝いにやってくる。今回の活動と意見交換の中で、当地のシシ垣が、地域住民(生徒たちも含め)が先祖の苦勞とシシ垣構築の偉業に思いをはせながら、これからの地区の活性化に励んでいくシンボルとなるのではないかという認識が芽生えたことは意義深かった。

#### 3. 比良山地のシシ垣と活動

比良山地にも、石積みや土盛りのシシ垣がみられる。当地のシシ垣は、長さが8kmにもなり、規模において県内最大級のシシ垣である。このシシ垣をめぐる、滋賀県農業技術振興センター湖北分場長の石庭孫義や地域住民などと、シシ垣の保存や活用について現地調査や地元での講演や意見交換を行った(写真3)。

この活動を通して成果がみられたのは、実際に現場でシシ垣に触れることが、当時の先祖の暮らしぶ

1) 奈良大学(奈良市山陵町1500)

2) 伊吹の源流を考える会

3) 滋賀県農業技術振興センター湖北分場

4) 北海道大学・大学院

りを実感として理解する極めて有効な教材になるということに参加者が身をもって感じたことと、シシ垣を構築した時代の地域の団結力を範とし、それを現代版の集落ぐるみの取り組みに活かすことができるのではないか(湖北分場長の石庭孫義)という現代的意義が指摘されたことであった。

なお、伊吹山地と比良山地のシシ垣調査においては、北海道大学の院生である増山雄士によってGPSを使ったシシ垣の測定が行われた。伝統的建造物であるシシ垣調査に新技術を導入することは、測定成果に加え参加者の関心と好奇心を大いに高めるものであった(写真4)。



写真 1 住民が参加して、シシ垣の現代的意義を考える(米原市大久保地区)



写真 2 住民が、シシ垣の時代につながるような伝統的な昔の暮らしぶりを話す

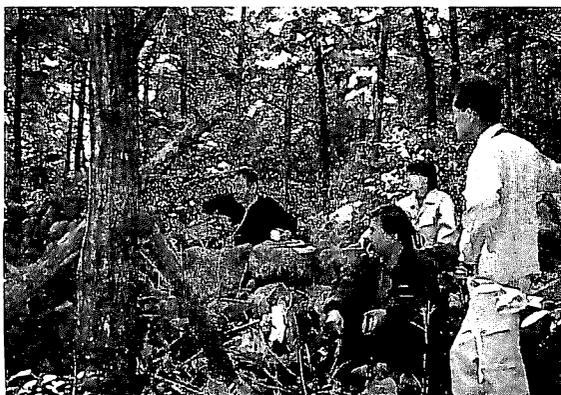


写真 3 シシ垣が残る現場で、シシ垣の保存と活用について意見を出し合う(高島市勝野地区)

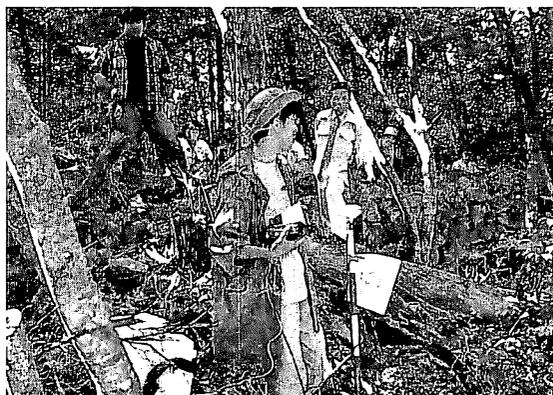


写真 4 GPS を使ってシシ垣を調べる

## 幼児と自然ティーチャーズガイドの作成

幼児と自然ネットワーク

井上 美智子・神田 浩行

### Publication of the Guide to Nature Activities for Early Childhood Educators

Early Childhood Environmental Educators Network

Michiko Inoue, Hiroyuki Kanda

#### 1. はじめに

自然保護は、一部の市民が必要性を認めるだけでは効力が低い。したがって、自然保護に積極的に携わる人材の育成だけでなく、社会全体の中で自然保護の支持層を厚くしなければならない。そのためには、生涯的・継続的な自然保護教育を広く実践することが重要である。生涯的という場合、特に、その発達特性から幼児期の身体を使った具体的な体験がその後の教育の深化に重要である。つまり、乳幼児期から自然保護教育は始まっているのである。

しかしながら、保育現場では雨に濡れた経験のない子どもやアリやトンボを怖がる子ども、土を触れない子どもが報告されるようになってきている。また従来であれば、野外で昆虫採集に明け暮れ、自ら体験的な知識を蓄積した子どもが、虫博士と呼ばれたりした。しかし、現在は消費主義が滲透し、虫は買うものにとらえ、海外の珍しい高価な昆虫を持つことを自慢する子どもや、昆虫に関する知識を豊富を持つにもかかわらず眼前の昆虫に興味を示さず、触ることもできないなど、従来にはなかった状況も生まれている。こうした子どもも虫好きの子どもと呼ばれるのが現代である。知識はあっても具体的で直接的な経験に欠ける層が小学校以上で自然保護教育を受けても、再び表層的な知識獲得に終わり、行動につながらないと予想される。

幼児を対象とした自然体験教室等は増加傾向にあるものの、関心のある層しか参加せず、子どもによ

って自然体験量は二極分化する傾向にある。したがって、ほとんどの子どもが在籍する幼稚園や保育所などの保育現場で豊かな自然体験が日常的に実施されることには以前に増して大きな意義がある。しかし、保育者(幼稚園教諭や保育士)を志望する学生は、高校教育においては文系と呼ばれる進路選択を経ており、保育者養成校においても自然にかかわる教育はあまりなされていない。また、自然とのかかわりの重要性がわかっているにもかかわらず、自分自身が自然を知らない、どのようにすればいいのかわからないという保育者も多い。そこで、保育現場における自然体験活動の内容をより豊かにすることを目的とし、保育者対象に啓発的かつ具体的な実践内容を示したティーチャーズガイドを作成配布することにした。

#### 2. 作成方法

幼児と自然ネットワークは、幼児と自然との関わりに関心がある者が情報交換することにより、幼児期の豊かな自然体験の価値が認められ、普及することを目的として作られた緩やかなネットワークである。2002年に立ち上げられ、現在、保育者・学生・環境教育の実践者・研究者・ビオトープ管理者など多様な領域に関わる登録者がいる。通常はMLを利用して情報交換を行い、不定期に研究会を実施し、現在までに14回の研究会を開催してきた。この幼児と自然ネットワークの登録者に呼びかけ、有志の登録者が集まり、お互いの実践事例を報告・討議・共

有・整理する研究会を開催し、実践上の問題点などを討議し、どのようなガイドが求められるか、ガイドに盛り込む視点を絞り込む。一方、研究会開催前に実践者からの実践事例を収集し、現場保育者から意見を集める。それらを元に構成を考え、研究会で話し合われた内容を元に修正する。その後執筆し、内容について現場保育者の意見を再び集め、保育者向けの内容になっているかどうかの確認をとりながら作成する。

### 3. 結果

#### (1) 研究会の開催

2006年3月29～30日に第14回幼児と自然ネットワーク研究会「むすんでみよう 子どもと自然」を開催した。25名が参加して、民間の幼児の自然体験活動の実践者である3団体、公私の幼稚園園長らがそれぞれの実践を発表し、討議した。

1日目は、自然と子どもをむすぶ実践を行っている「キープ森のようちえん」(山梨県)・「さんぼくらぶ」(兵庫県)・「ちびっこ探検隊」(埼玉県)の3団体の実践者が発表を行った。

「キープ森のようちえん」(山梨県)は日本の自然体験型環境教育の実践にも功績がある(財)キープ協会内のキープ自然学校のプロジェクトの一つである。キープ協会は、源流にキリスト教思想があり、社会全体の変革を視野に入れた幅広い実践を行っている。したがって、共通のコンセプトのもとに活動するキープ自然学校のプロジェクトも単に環境教育という枠に留まらないところが特色である。八ヶ岳麓の清里高原をフィールドに実践される「キープ森のようちえん」は、親子で参加して、親子は別々にプログラムに参加するが、この形態が親子双方に良い効果をもたらしている。大人も解放されることが、子どもの育ちにより効果をもたらす可能性が示唆される。子どものプログラムは、基本的には子どもの主体的な遊びを重視したフリープログラムが中心となっている。

「さんぼくらぶ」(兵庫県)は、同一年齢の登録した子どもだけを対象とする市民による自主保育形態の活動である。都市近郊の田園地帯をフィールドに、

1年を通して月に3回程度の活動を実施している。活動のキーワードは「さんぼ」と「農」で、3才児対象の活動から現在は小学生対象の活動まで広がっている。川や田畑など田園地帯にある多様な自然地を散歩し、田畑で農を体験するのが中心的な活動である。特に自然に関心が高いわけではない都市近郊の子どもが自然地の中で遊び込むことで、次第に自然への抵抗感をなくし、生き生きとし、達成感を味わっていく過程に寄り添うことが喜びだとする。

「ちびっこ探検隊」(埼玉県)は、幼児を持つ親子参加を前提とした、これも市民による活動である。荒川河川敷の秋が瀬公園をフィールドに、月に1回程度、登録した親子が年間を通して様々な活動をする。また、親だけのプログラムも別途に設定されている。「ちびっこ探検隊」の特色は、親子参加であることと、各年ごとにテーマが決められていて、そのもとに1年間の活動が企画・実践されていることである。1年間を通しての親の育ち、子どもの育ちが意識されている。

これらの民間の幼児対象の自然体験活動の実践には、共通点がある。まず、実践者の自然観である。単にきれいだね、気持ちがいいねというような感性的なとらえ方だけではなく、生態系の重視、自然と人間の関係の重視という共通の視点が見られた。そして、次に、子どもと関わる際の視点として、子どもの主体的な活動・大人は子どもの共感者であることが重視されていた。プログラムは遊ぶ場所やおおまかな活動内容は事前に計画されているものの、実際の活動では子どもの自発的な遊びが中心に置かれている。また、大人は子どもが発見したこと・感じたことに対して共感的に関わっている。そして、援助が必要な子どもや遊びに入り込みにくい子どもに対しては、遊びに誘い込む役割を演じている。そして、これらの実践者に共通してみられる資質として、自然についての知識が豊かであること、安全対策も豊かな自然体験の実績の上になされていることなどが見つけられた。さらに、共通して提示されたのが保護者への関わりの重要性である。3団体は、子どもだけの参加、子どもと親と一緒に参加するが活動は別途に行う、親子参加という異なる形態

をとっていたが、どの団体も、親が変わることの意義を感じており、それぞれに親との関わりを重視していた。

2日目は、様々な立場から子どもと自然と関わる保育を実践されてきた4名に発表いただき、討議した。まず、幼稚園・保育園の現場経験者で現在は「キープ森のようちえん」の実践者である黒田氏は、保育者と自然体験型環境教育活動の実践者という2つの立場の経験者である。保育者の自分は、自然の中には子どもが成長する要素がたくさんあるとし、自然の中で仕事をする立場の自分は自然が主であり子どもがそこに来るととらえた。保育現場にいた頃と違う点は、遊ぶ場所や気候にあわせて過ごせるようになったこと、自然に合わせるということが身についたことだとした。

次に、東京都目黒区の前ふどう幼稚園園長の川口氏が、都心部にある森林公園を利用した公立幼稚園の取り組みを報告された。地域の自然地を日常的・継続的に利用することが、公的な幼稚園の活動の中でも十分に実践可能であることが示された。そこで重視されていたのが、「拠点を決めて繰り返し行く」・「旬を大切に作る」・「園と森の生活や遊びをつなげる」・「保護者と共に森の活動を豊かに展開する」の4点であった。従来型の園内での飼育栽培活動や非日常的な戸外保育と異なり、園外の同じ場を1年を通して、継続的に利用しているところが特色であるが、そのためには、教師がその意義に気づき、教師自身が自然をとらえ楽しむ感性を持つことが重要だと気づいたという。また、保護者を巻き込むことで、園と家庭を結び、生活全体の中で自然と関わる価値に気づくのではないかと指摘された。

次いで、静岡県浜松市にある早出幼稚園園長の荒巻氏が、環境教育をキーコンセプトにした私立幼稚園の実践を報告された。住宅街にある園であるが、徒歩通園や園庭のビオトープ、園外での自然体験活動、ネイチャーゲーム、食育などを取り入れ、子どもと自然をむすぶ活動を豊かに導入している。しかし、それらは多くの試行錯誤の上に成立してきたもので、その過程で多くのことに気づき、学んできたという。まず、自然との関わりを単に良いからとい

ってイメージから入ると危険であったりする。危機管理については、アウトドアの専門家から学ぶことが多い、自分が責任を持って守ることができるかどうか重要だという。どのような活動も子どもにとっては遊びであり、また、自然物だけが良いというわけではない。保護者にも伝えていく必要性、人との分かち合いの重要性を指摘された。

最後に、著者の一人である神田が私立の幼稚園における田んぼ保育の実践と教員研修の実施、親子向けの自然体験教室などの実践について報告した。これらの取り組みでは、園に加重負担にならない方法を取りながら、子ども・保護者・保育者の関心を高めていった。その過程で管理職である園長の重要性和、自然と関わる活動は形となって残るわけではないから、その意義をどう保護者に伝えていくのか、あるいは、社会に伝えていくのかの重要性に気づいたと報告した。

これらの活動から保育現場で行う自然体験活動を豊かにするには、(1) 保育者自身が意識を変えて、新たな取り組みに踏み出す必要性、(2) 地域の人材や親を積極的に巻き込み、人とのつながりを重視すること、(3) 自然と関わる価値を発信していくことなどが共通の視点として抽出できた。

## (2) ティーチーズガイド作成の観点

上記の研究会での討議をもとに、ティーチーズガイド作成の観点を整理した。

### 1) 自然観の重視

研究会の結果からは、自然体験活動の民間の実践者には自然についての知識があり、その自然観が環境教育につながるものであることが確認できた。そこで実践ガイドには、保育者に求められる自然観について、特に多様性・循環性という要素を意識しながら説明することを導入し、それらの特質を意識できるような環境づくりや活動のあり方について説明を加えることにした。また、(財)日本自然保護協会の協力を得て、自然保護がどのようになされてきたのか、今の大人にはどのような役割があるのかの説明も追加し、今の子どもに自然観を育てることが将来の自然保護につながるという視点も盛り込むことにした。

## 2) 日常性・継続性の重視

実践者にも幼稚園園長からの指摘においても共通していたことであるが、子どもの主体性を重視することが最も重要である。そこで、幼児期の発達特性のふさわしい自然との関わりのあるあり方、そのための保育環境をどう創出するかという観点を盛り込んだ。まず、発達の視点から、子どもがどのように自然と関わるものであるか、どのような過程を経て自然観を形成していくのかをふまえた上で、自然と関わる経験が日常的・継続的に必要と説明した。そして、そのために必要な保育環境のあり方について整理した。

## 3) 実践事例

実践事例を挙げるだけではなく、これから自然との豊かな関わりを始めてみようと考えた保育者が取り組む段階を想定し、地域の自然の遊び場を探るところからのガイドになるように配慮した。具体的には、遊び場を探すための方法、どのようなところが遊び場になる可能性があるのか、どのような点に気をつけなくてはならないかなどの初歩的な段階についても詳細に示すことにした。そして、森や林、水辺、田畑という3種類の自然地を想定し、そこで活動するための実践事例を2例ずつ挙げた。また、自然と遊ぶ場合には、危険への対処が重要で、特に幼稚園や保育所では管理者が敏感になる点である。危険についての考え方についても章を別途に設けることにした。

## 4) 保護者や地域の活用

研究会でも重視したい点として抽出されたのが保護者をどう巻き込むかという点である。現在の保護者の価値観は多様で、保育者が子どもの育ちに関して価値を感じることを保護者が共有してくれるわけではない。特に自然との関わりは、目に見える具体的な成果となりにくいことや安全性への不安から、保護者への説明や説得がより求められる活動領域である。そこで、そのための具体的な方法について説明した。民間の実践団体はそれ自体が地域資源であるが、同時に関係スタッフ以外の地域の人材を活用している。また、自然と豊かに関わる活動を実践している保育現場の発表からも、地域

の人材を有効活用していることが報告された。そこで、地域の人材活用の方法やその価値についても述べることにした。

## 5) 保育者のスキルアップ

保育者がより豊かな自然との関わりを保育に導入する場合、自然に対する知識を豊かにすることや感性を駆使して自然と関わる経験を積むことが求められる。保育者研修で自然に関わる内容が実施されることは少ないのが現状であり、ガイドでは、スキルアップするための考え方や民間の自然体験指導者養成講座の活用などを盛り込んだ。具体的に、それらの講座を提供する団体のHPや参考文献リストも提示した。

## (3) ガイドの内容

上記のような観点到留意し、ガイドを作成した。タイトルは、「むすんでみよう 子どもと自然 一保育者のための実践ガイド」である(写真1)。内容は、表1の通りである。A4版約60ページで2000部作成することができた。

途中経過において、現場保育者数名に内容確認をしていただき、現実の保育で活用する場合に問題がないかどうかのチェックを入れていただいた。



写真1 完成したティーチャーズガイド

#### 4. 今後の活用予定

第14回研究会参加者には、複数部数配布し、それぞれの関係現場で活用していただく予定である。三重県松阪市の公立幼稚園の研究指定発表会が実施され、その参加者約40名にも既に配布済みである。今後は、このような現場保育者が集まる研修会等で配布していく。また、保育学会やこども環境学会などの関係学会でも、希望者に向けての配布を検討中である。

従来になかった観点からのガイドが作成でき、保育現場における自然体験活動がより豊かになるための小さな助けになるのではないかと期待している。

表1 ティーチャーズガイド目次

1. 子どもと自然とのかかわり	1
2. 幼児期における自然へのかかわり方と その意義をめぐって	3
3. はじめてみよう	5
(1) いまここにある自然からはじめよう (日常性と継続性のはなし)	5
(2) 遊びのためのソフトとハード (心理的環境と物理的環境のはなし)	7
(3) つながりを意識しよう (循環性と多様性のはなし)	10
(4) みて、きいて、ふれて、かいで、 あじわって(五感のはなし)	13
4. 自然と遊ぼう	15
(1) 園庭で遊ぶ	15
(2) 地域の自然で遊ぶ	19
(3) 森や林で遊ぶ	25
(4) 水辺で遊ぶ	30
(5) 田畑で遊ぶ	35
5. 親や地域も巻きこもう	41
6. 自然とかかわるときに気をつけたいこと	43
7. スキルアップしてみよう	45
8. 次世代に残したいもの	47
おすすめ文献	51

ティーチャーズガイドの執筆者・協力者は以下の通りである(あいうえお順)。

##### ○執筆者

井上美智子(1・3・5・6章)

大阪大谷大学教員

神田浩行(4・7章)

環境共育事務所K&Kプランニング代表

志村智子(8章)

(財)日本自然保護協会/NACS-J 職員

無藤 隆(2章)

白梅学園大学学長

##### ○協力者

荒巻太枝子

学校法人早出学園早出幼稚園 園長

環境共育事務所K&Kプランニング

神奈川県川崎市幸区小倉815-1-7-202

E-Mail : staff@kkplan.org

TEL : 044(580)3981

HP : <http://www.kkplan.org>

環境NPOちびっこ探険隊

<http://www.seiko-osp.com/private/sekigu/>

川口順子

目黒区立ひがしやま幼稚園 園長

キープ森のようちえん♪(キープ自然学校内)

小西貴士・黒田あや

山梨県北杜市高根町清里3545

E-Mail : gakko@keep.or.jp

TEL : 0551(20)7701

HP : <http://www.keep.or.jp>

NPO法人さんぼくらぶ

〒651-1505 神戸市北区道場町日下部127

TEL:078-951-2403

# 仙台産アカヒレタビラ個体群の保護増殖ならびに 教育現場との連携による新規生息地の開発

宮城県淡水魚類研究会  
棟方 有宗

## Conservation and restoration of *Acheilognathus tabira* subsp. R in Sendai

Miyagi Prefecture research group of freshwater fishes  
Arimune Munakata

### 1. 目的

タナゴ類の生息地は全国的に大きく減少しており、宮城県においても、アカヒレタビラ、ゼニタナゴ、タナゴが県の絶滅危惧種に指定され、子供達が在来のタナゴ類に触れることができる河川はほとんどなくなってしまっている。このような中、仙台市内からほど近い水路に、アカヒレタビラが生き残る数百メートルほどの水域が残存している。私達は、この事実上仙台最後となったアカヒレタビラ個体群の保護と将来の復興を目指し、地域の小中学校の環境教育活動とリンクさせて以下の活動に取り組んでいる。

### 2. 活動の内容・結果

#### (1) 仙台産アカヒレタビラの生息状況調査

仙台産アカヒレタビラが生息すると考えられる水路の区間(約4.2km)は、便宜的に上・中・下流域に分けられる(図1)。上流域と中流域の間には高さ約1.5mのコンクリートの堰があり、その上流側には川底に砂泥が堆積している区間がある。また、中流域と下流域の間には他の河川との交差のためにその下方を潜流する区間があることなどから、これらの流域間ではアカヒレタビラの双方向の交流はほとんど行われていないものと考えられた。そこで水路の各地点におけるアカヒレタビラの生息状況を明らかにするため、2005年10月から1年間、計8ヶ所

の調査地点(各調査点は約20m区間)において手網とモンドリによる魚類・二枚貝類の採集調査を実施した。

調査の結果、上流域ではアカヒレタビラの生息が確認されず、また下流域では6月以降に採捕数が減少しており、本種の主な生息場所は中流域の500～600mの区間に限られることが明らかとなった(図2)。上流域のB地点は、堰止めによって川底に砂泥が堆積しており、アカヒレタビラの産卵母貝となる二枚貝類の生息が確認できなかった。一方、より上流のA地点では本種の産卵母貝の一種であるヨコハマシジラガイが確認されたことから、今後、移植によつ

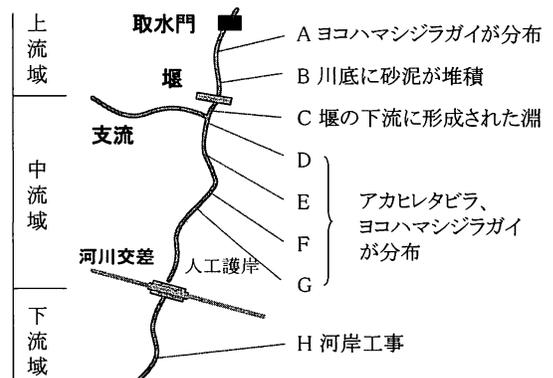


図1 仙台産アカヒレタビラ生息水路と調査地点の概略

出現種		上		中					下
		A	B	C	D	E	F	G	H
コイ科	アカヒレタビラ	-	-	○	●	●	●	●	●
	タイクハバナゴ	-	-	○	○	◎	◎	◎	●
	タモロコ	●	●	●	●	●	●	●	●
	オイカワ	-	○	○	○	○	◎	◎	◎
	ビワヒガイ	-	-	○	○	●	◎	○	○
	アブラハヤ	○	-	○	○	○	○	-	○
	フナ	○	○	○	○	○	○	-	○
	モツコ	-	-	-	-	-	-	○	-
	ウグイ	○	-	-	○	○	○	○	○
	カマツカ コイ	-	-	-	-	-	-	○	-
ハゼ科	トウシノホリ	○	○	●	●	○	◎	●	●
	ウキゴリ	-	-	-	-	-	○	○	-
	ヌマチチブ	-	-	-	-	-	-	○	-
ドジョウ科	マトシヨウ	●	◎	-	●	◎	○	●	●
	シマトシヨウ	○	-	-	○	●	◎	●	○
ヤツメウナギ科	スナヤツメ	-	-	○	○	○	○	○	-
魚類以外	アメリカザリガニ	●	●	○	●	●	●	●	●
	ヨコハマシジラガイ	●	○	-	●	●	◎	●	○
	トブガイ	-	-	-	-	-	-	○	-
	イシガイ	-	-	-	-	○	-	-	-

図2 水路の上・中・下流域で採捕された水生動物の採捕個体数

採捕は、2005年10月～2006年10月に、隔月で実施した

(- : 0尾、○ : 1～5尾、○ : 6～15尾、

◎ : 16～30尾、● : 31～50尾、● : 50尾以上)

てアカヒレタビラの生息環境を取り戻すことが可能と考えられた。中流域は、水量が比較的安定しており、アカヒレタビラやヨコハマシジラガイが採捕された。またオオクチバスやブルーギルは見られなかったことから、現時点では生物的要因によってアカヒレタビラが絶滅に至る、危機的な状況ではないと考えられた。下流域では、調査期間の前半はアカヒレタビラが見られたが、その後の河岸工事などの影響によって6月以降に生息数が減少したと考えられた。また下流域では季節による水位の変動が大きく、水量が減少する冬季には多くの魚類がサギなどの鳥類によって捕食される可能性が考えられている。したがって現在の下流域は、アカヒレタビラの生息地としては不安定な状態にあると考えられた。

## (2) 仙台産アカヒレタビラの人工増殖と教育現場との連携による保全活動の展開

このように、仙台産アカヒレタビラは水路のごく僅かな区間において再生産を続けており、その生息数は場所によっては減少傾向にあることが明らかとなった。そこで次に、仙台産アカヒレタビラの効果的な保全策が確立されるまでの方策として、また本個体群の生息地拡大の端緒として、人工受精法ならびに天然稚魚の人工飼育による増殖法を検討した。また一連の保全活動を地域の持続的な取り組みとすることを旨とし、小中学生による稚魚の飼育や大学生による環境教育授業(写真1)、水路における稚魚の放流会(写真2)を実施した。

まず、春にアカヒレタビラ天然親魚の卵と精子を搾出して人工授精を行い、異なる飼育・温度条件下で生育の様子を観察した。実験の結果、シャーレで複数の卵を飼育する方法が安定した成績を残したが、一卵ずつ、プラスチックチューブに収容する飼育が可能なることも示された。一方、温度条件(16、18、20℃)は稚魚の生残率には影響しないことが確認された。

次に、水路で採捕した天然孵化稚魚を飼育室に持ち帰り、水槽で秋まで飼育した。また一部の稚魚は水路に近在する仙台市内の小中学校に配布し、同様に秋まで飼育した。飼育成績は極めて良好であり、殆どの稚魚を順調に成長させることに成功した。このことから、天然稚魚を浮上直後に採捕して飼育することは、個体群の生残率を高める有効な増殖法となることが考えられた。なお、本年は飼育した稚魚のうち約150尾が小中学生の手によって水路の中流域に放流された(写真2、図3)。また、一部の稚魚は別の日に同じ水路の上流域A地点に放流された(後述)。

### (3) 仙台産アカヒレタビラの新規生息地の開発

以上の一連の活動から、仙台産アカヒレタビラの生息状況と、本種の効果的な増殖手法が明らかとなった。そこで現在は、これらの成果を水路のアカヒレタビラの保全に反映させるとともに、現在は仙台産アカヒレタビラが姿を消している生息地を復興させることを目指している。

アカヒレタビラの新規生息地開発の端緒として、2005年11月に宮城教育大学構内にタナゴ池(12×8m、最大水深約1.5m)を新造した(写真3)。この池は、山

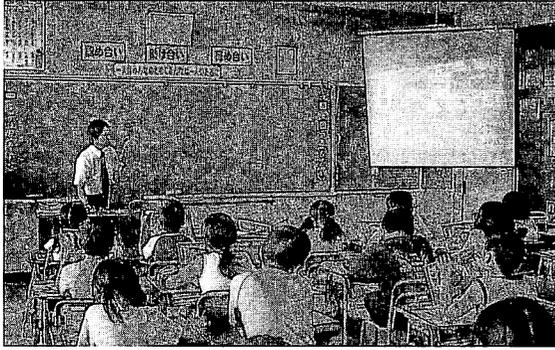


写真1 仙台市内の小学校においてアカヒレタビラの生態や生息状況に関する環境教育授業を行った



写真2 2006年秋、春から人工飼育された仙台産アカヒレタビラ稚魚が小中学生の手によって水路に放流された

(第3種郵便物認可) 毎日新聞

タナゴを放流する西中田小の児童  
—名取市の農業用水路で—

## タナゴ放流

仙台市立西中田小

仙台市立西中田小(針持盛郎校長)の5年生67人が、人工飼育したタナゴ(アカヒレタビラ)を名取市の農業用水路に放流した。コップを使って1匹ずつ放した児童は「元気だね」と声を掛けながら、ススイイ泳いでゆくタナゴを賞送った。高城教育大の横方信崇助教授(魚類学)の指導の下、環境保護の大切さを学ぶ総合学習の一環として行ってきた。

ゴは約3センチに成長。手字小夏さん(11)は「自然の中で育てているの少し心配だけど、元気に泳いでほしい」。曹井大輔君(10)は「ザリガニに食べられないように頑張れ」と話した。

絶滅危惧種のタナゴ—宮城教育大生物學教室提供

横方助教授によると、タナゴはかつては県内全域に生息したが、90年代半ばからは繁殖地が減少し、現在は同市の農業用水路と伊豆沼のみで数匹の生息が確認されているだけで、異は絶滅危惧種に指定している。(日吉洋一)

22日市場まつり  
仙台中央卸売市場  
仙台市若林区の中央卸売市場は22日午前10時、午後2時、開設45周年を記念した「市場まつり」

名取の用水路「元気だね」と…

図3 小学生によるタナゴ放流会の紹介記事  
(毎日新聞宮城ワイド版、平成18年10月19日(木))

の窪地を重機で整え、シート(プールライナー)により遮水を施したもので、2006年の春に、水路で採捕したアカヒレタビラ、ヨシノボリ、ヨコハマシジラガイの一部を移植した。移植から半年が経過した2006年秋の時点で全種の生存が確認されていることから、この池は仙台産アカヒレタビラの新規の生息地として、また水路において大規模な改修工事等が行われる際の一時避難場所として機能することが期待される。また本タナゴ池は今後整備を進めることにより、大学生や小中学生に希少タナゴ類の保全活動を紹介する生物教材園となることも期待されている。

今後は、この池や水槽で増殖した個体群を資本として、仙台産アカヒレタビラの生息地をさらに拡大する計画である。その端緒として、2006年11月には水路上流域のA地点に人工飼育を行ったアカヒレタビラ当歳魚45尾を標識放流した。この地点には本種の競合種であるタイリクバラタナゴが生息していないことから、仙台産アカヒレタビラの生息地として定着するかどうか、今後継続的にモニタリングを行う計画である。

### 3. 今後の課題

今回の一連の野外観察調査により、仙台産アカヒレタビラは現時点ではまだ絶滅に至る危機的な状況ではないことがわかった。しかし、本生息地は水の流下を主目的とした水路であり、今後整備や工事等が行われる場合に仙台産アカヒレタビラをどのように保全してゆくかを、早急に策定する必要があると考えられる。

稚魚の増殖方法としては、人工授精技術を向上させてゆくことが可能と考えられるが、遺伝的多様性や産卵ペアの選択の面からも非常手段と考えられる。水路における繁殖個体群を維持することが原則として必要である。

かつて仙台産アカヒレタビラが生息していた水域の多くは、オオクチバスやブルーギルの侵入を受けている。近年、これらの外来魚の駆除を視野に入れた池干し活動などが仙台周辺の各地で実施されている(写真4)。将来はこれらの活動と連携して本

種の生息域をさらに拡大してゆくことが、本活動の重要な柱のひとつになると思われる。

### 4. 謝辞

本活動の趣旨に賛同し、教育連携を快諾して下さった仙台市西中田小学校(針持哲郎校長)ならびに柳生中学校(佐藤淳校長)の教職員の皆様に深謝いたします。また水路における調査・教育活動に対するご助言とご協力をいただきました水土里ネット名取・松浦栄喜事業課長に深く御礼申し上げます。

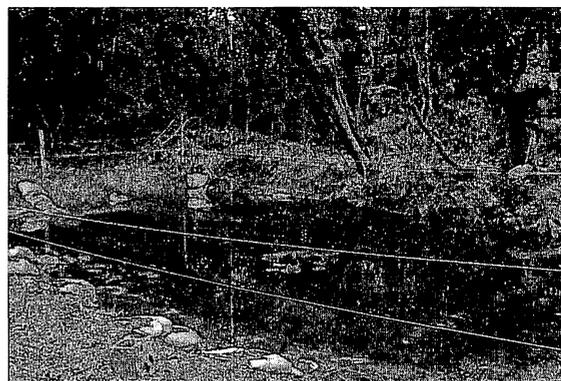


写真3 宮城教育大学に新造したアカヒレタビラの飼育池



写真4 宮城県栗原市、有壁地区のため池の池干しの様子(宮城教育大学、小金沢孝昭教授主催の「ため池生態系調査」)

## 中長期開門調査に向けた諫早湾潮受堤防周辺海域の採泥・採水調査

諫早湾保全生態学研究グループ

佐藤 慎一・松尾 匡敏・佐藤 正典・市川 敏弘・東 幹夫

近藤 寛・萩山 竜馬・昼間 仁裕

### Conservation ecological studies of Isahaya Bay concerned with the reclamation project

Research Group for Conservation Ecology on the Isahaya Bay

Shin'ichi Sato, Masatoshi Matsuo, Masanori Sato, Toshihiro Ichikawa, Mikio Azuma,

Hiroshi Kondo, Ryoma Hagiya and Masahiro Hiruma

諫早湾奥部では、1997年4月14日の潮受け堤防の締め切りにより、3,550haの広大な干潟・浅海域が一度に失われ、その影響は有明海全域の環境や生態系にまで及んでいる。本研究グループは、潮受け堤防の内側と外側の海域を対象にして、採泥・採水調査で得られた試料を分析することにより、諫早湾干拓堤防締め切り後の継続した水質・底質・底生生物相のモニターを行っている。諫早湾干拓調整池内では、2006年8月と2007年4月に16定点の採泥・採水調査を実施した。また堤防外側海域では、諫早沖から有明海奥部にかけての50定点で、助成期間中に3回(2005年11月・2006年6月・2007年6月)の採泥・採水調査を実施した。調査の結果、底生生物は1997年から1999年にかけて急激に減少し、2000年から2003年にかけて増加傾向にあったが、2004年以降は各定点で底生生物が減少する傾向が見られた。

#### 1. はじめに

有明海は、九州北西部の福岡県・佐賀県・長崎県・熊本県にまたがり、その面積は約1,700km<sup>2</sup>もある(図1)。日本国内で最大の潮汐差(最大で6~7m)をもち、日本全体の40%を占める広大な面積の干潟が存在する。また、日本の他の海域にはない特殊な生物相が有明海では見られ、これまでに知られている有明海の特産種は23種、準特産種は49種である(菅野 1981、佐藤・田北 2000)。これらの種の多くは、約1万5千~1万8千年前の最終氷期には、現在の東シナ海中央部にあった大規模内湾に生息していた。そして、それらが約8千年前から始まる縄文海進以降に、対馬海峡の成立に伴い、日本の小さな個体群が大陸から分断されることで、大陸沿岸性の種が多数残された、と考えられている(下山 2000)。そのため、有明海の

生物群は黄海などに分布する生物群との共通点が多く、「大陸沿岸性遺存種」などと呼ばれることがある(宮地ほか 1953)。

このように貴重な生物群を有する有明海だが、1997年4月14日の潮受け堤防の締め切りにより、諫早湾奥部では3,550haの広大な干潟・浅海域が一度に失われることとなった。その後、数多くの研究者により、諫早湾干拓事業の影響は、有明海全域の環境や生態系にまで広く及ぶことが指摘されている(例えば、日本海洋学会 2005など)。その結果、有明海の広範囲において漁船漁業の被害や海苔不作などの事態が発生し、2002年4月~5月に短期開門調査の実施を余儀なくされた。そして、2004年8月には佐賀県地方裁判所による干拓工事の差し止めを命じる仮処分がなされ、干拓事業は全面的に中止にまで

追い込まれた。それにも拘らず、その後の高裁・最高裁での原告敗訴および公害等調整委員会の裁定により、干拓工事は再開され、現在もまだ問題は残されたままになっている。

しかし、これで諫早問題は終わった訳ではない。今からでも中長期開門調査を行い、水門を開放して調整池内に海水を導入すれば、再び泥干潟が形成される可能性は十分に残されている。本研究グループは、一貫して諫早湾干拓事業と「有明海異変」の因果関係の究明を行ない、水門開放の必要性を訴えてきた。これが実現すれば、有明海は再び「宝の海」として蘇るに違いない。本研究では、潮受堤防締め切り前から行われている採泥調査を今後も継続して行なうことで、中長期開門調査に向けて検証可能な実証データの蓄積を目的としている。本研究により得られた成果は、農水省などに対して中長期開門調査の実施をせまる理論的根拠として用いられると共に、水門開放後に行なわれる調査に対して、共通した精度で比較可能な水門開放以前の基礎データを供給することができる点で非常に重要である。

## 2. 諫早湾干拓調整池内での調査

諫早湾奥部では、1997年4月14日に全長7,050mの潮受け堤防によって、3,550haの干潟・浅海域が締めきられた(図1C)。潮受け堤防には2か所の水門があり、引潮時に調整池から有明海へと排水を行うことで、調整池の水位を-1mに保っている。そのため、かつての潮間帯下部～潮下帯だった部分は、潮止め後に塩分などの水質が急激に変化した。農林水産省が計測したデータによると、1997年5月6日から19日にかけて調整池の表層水の塩分は約25から10以下にまで急落している。この他にも、潮止め後の調整池では、水温や泥温の上昇、酸化還元電位の減少、化学的酸素要求量・全窒素量・全リン量・クロロフィルa量の増加などが生じた(佐藤ほか 2001)。

本研究グループは、助成期間中の2006年8月17日と2007年4月15日に、調整池内の16定点で小型漁船による採泥・採水調査を実施した。各定点の位置はGPS(Sony製IPS-760：誤差30m以内、またはEMPEX社製ポケナビmini：精度±6m以内)で決定し、

Ekman-Birge採泥器(採泥面積：15cm×15cm)を用いて、各定点において3～4回の採泥を行った。また、同一地点において、ポータブル測深器(HONDEX製PS-7FL：誤差0.1m以内)を用いて、各定点の水深を計測した他、北原型採水器を用いて各定点で表層・底層の採水を行った。これと同一精度の調査は、潮止前1回(1997年3月)と、潮止後16回(1997年5月、8月、1998年4月、8月、1999年7月、10月、2000年7月、2001年3月、2002年3月、5月、9月、2003年8月、2004年8月、2005年8月、2006年8月、2007年4月)行われ、過去10年間にわたり途切れることなく今もモニタリングを行っている。

得られた底質試料からは、粒度分析用に一部を取り除き、泥温を測定した後に1mmの篩にかけ、篩に残ったすべての底生生物を10%ホルマリンで固定した。粒度分析用試料は、2004年以降については採泥器で得られた堆積物の表層1cm程度をスプーンで採取した。粒度分析は、砂礫部を1/2φ間隔で篩分法、泥質部を1φ間隔でピペット法によった(近藤ほか2003)。堆積物の粒径は、中央粒径値Mdφで代表させた。一方、ホルマリン固定された生物試料は、実験室において綱または亜目以上の高次分類群レベルで分別し、二枚貝類は東北大学、多毛類は鹿児島大学、ヨコエビ類は長崎大学において、種の同定および種ごとの個体数をカウントした。また、採水試料は鹿児島大学に輸送して、栄養塩(硝酸態窒素、亜硝酸態窒素、アンモニア態窒素、リン酸態リン、およびケイ酸態ケイ素)、溶存有機窒素、およびクロロフィル(植物プランクトン現存量)の7項目について分析した。

### (1) 調整池内の水深変化

調整池内における過去10年間の継続した調査の結果、調整池内の多くの定点において、次第に水深が浅くなっている事実が判明した(図2)。すなわち、1997年から2007年まで毎年連続して計測を行っている14定点のうち、北部排水門に近い3定点(St.8、19、21)を除いて、ほとんどの定点において連続的に水深が浅くなっている。過去10年間で、平均して0.6m～1.1mほど浅くなっていることになる。特に、南部排水門周辺の定点(St.24など)では、過去10年間で1mほ

ど水深が浅くなっていることが分かる。これは、本明川から運ばれてきた泥が、堤防外側に排出されずに堤防内側周辺で特に厚く堆積したことを意味する。これらのデータを基に、過去10年間でどれくらいの泥が調整池内で蓄積されているかの計算ができ、それが今後いつごろには浚渫が必要な量になるかも見積もることが可能であろう。それについては、今後ぜひ専門家の協力を得て実施してみたい。

## (2) 底層水の水質変化

調整池内の底層水は、1997年4月の潮受堤防締め切り後と、2002年4~5月の短期開門調査後に、水質の急激な変化が見られた。すなわち、底層水の溶存酸素濃度は、1997年5月には堤防中央付近で低く(2mg/l以下)、1997年8月には調整池中央部の数地点で2mg/l以下の貧酸素状態となった(佐藤・金澤2004)。また、2000年7月には全定点で6mg/l以下の低酸素状態となった。しかし、その後はほとんどの地点で8mg/l以上となり、夏場でも貧酸素水の発生は確認されなかった(佐藤・金澤2004)。一方、底層水の塩分は、1997年には多くの定点で10以上であった

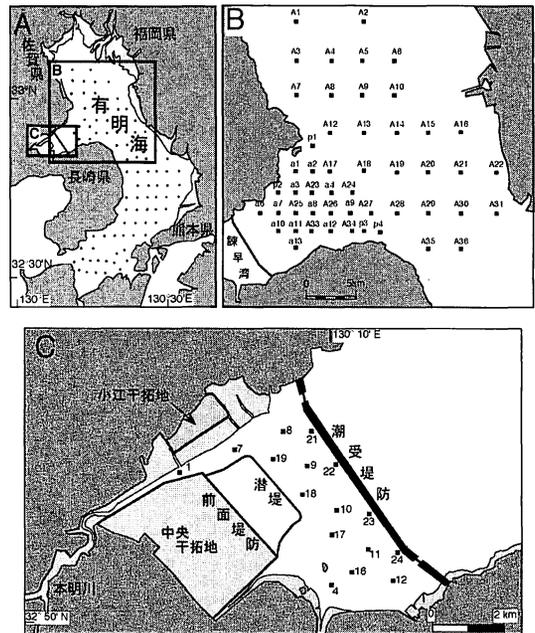


図1 有明海・諫早湾潮受堤防内外海域における採泥・採水調査定点の位置

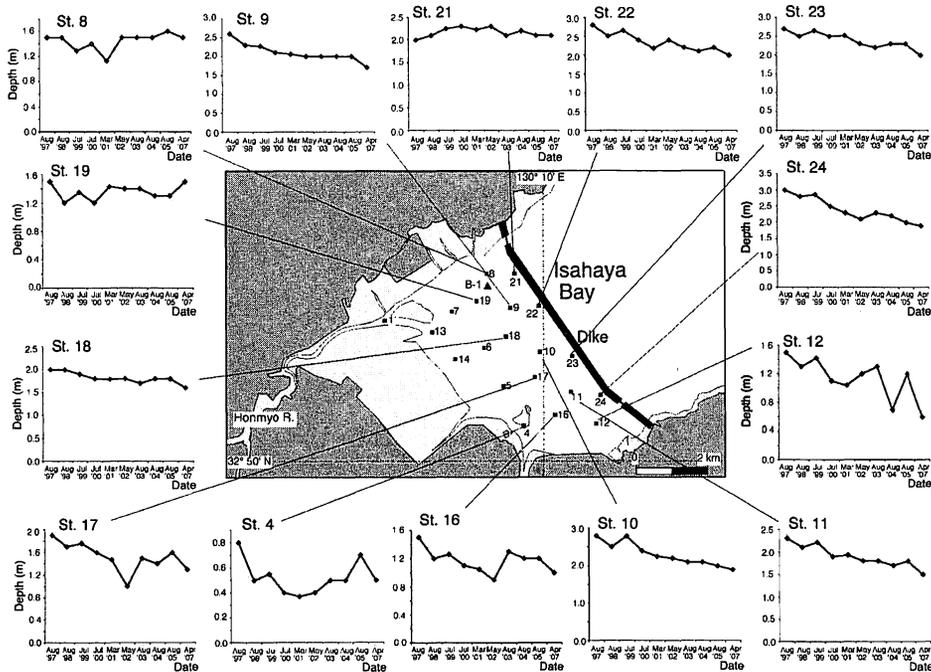


図2 諫早湾干拓調整池内の各定点における1997年から2007年までの水深変化

のに対して、1997年8月には本明川河口付近を中心に潮受け堤防から離れたほとんどの定点で塩分が5未満にまで減少した(Sato and Azuma 2002)。1998年以降は調整池内のすべての定点で塩分が2未満になり、それから2002年3月までほとんどの定点の塩分が1未満であった(松尾 2006)。しかし、短期開門調査が実施されると、2002年5月には底層水の塩分は一時的に10以上に増加した(図3)。その後、短期開門調査から4ヵ月後の2002年9月には、再び全定点で2未満となり、短期開門調査1年後の2003年8月から現在に至るまで、ほとんどの定点が1未満であった(松尾 2006)。また、調整池内の栄養塩濃度は、1997年以降急激に高くなり2000年には調整池内全調査点の平均濃度は窒素(硝酸+亜硝酸)で207  $\mu\text{M}$ 、リン(リン酸)では6.1  $\mu\text{M}$ となった。その後、窒素とリン濃度は減少する傾向を示し、2007年4月には窒素とリンともに1  $\mu\text{M}$ 以下の低濃度となった。なお、平均ケイ酸濃度は一貫して185  $\mu\text{M}$ 以上の高濃度を示している。栄養塩濃度の減少にあわせてクロロフィル濃度は急激に増加している。この増加は、調整池内のアオコの発生と関係しているであろう。高濃度クロロフィルと低濃度栄養塩が調整池の大きな特徴となっている。

### (3) 底生生物の経年変化

潮止め前に見られた多くの海生生物は、調整池の底層水塩分が5以下になった時点(1997年8月)で完全に死滅し、その後は、1997年8月以降に二枚貝のヒラタヌマコダキガイ *Potamocorbula* sp.と(写真1)ヨコエビ類のタイリクドロクダムシ *Corophium sinense*(写真2)が、調整池全域で急激に増殖した(図3)。しかし、ヒラタヌマコダキガイは潮止め2年後の1999年7月以降は底層水の塩分が2以下に低下したことで減少を始め、ついに2002年3月にはすべての定点で見られなくなった。

2002年4月に短期開門調査が実施されると、調整池の底層水の塩分は一時的に10以上となり、その後も2002年9月までほとんどの定点では塩分が2以上であった。それに伴い、2002年5月より再びヒラタヌマコダキガイの稚貝が南部排水門周辺で採集され、2002年9月には殻長20mm以上の成熟個体も得ら

れた(佐藤ほか 2006)。この結果は、わずか27日間でも海水を導入したことで、ヒラタヌマコダキガイの浮遊幼生が堤防外側から調整池内に移動・着底し、増殖できることを示した。さらに、タイリクドロクダムシの個体数密度も、2002年5月以降に急激に増加した(図3)。これらの事実は、中長期開門調査を行うことで、より多くの海生生物が比較的短期間で干拓調整池内に戻ってくる可能性が高いことを示唆している。しかしながら、中長期開門調査は現在でも実施されておらず、一時は増加したヒラタヌマコダキガイも、2006年と2007年の2年間の調査では得られていない。また、タイリクドロクダムシの個体数密度も2003年以降は低水準で推移している。

現在の諫早湾干拓調整池は、イトミミズのような貧毛類と、ユスリカ幼虫が多く定点で見られるだけで、その他の底生生物はほとんど生息しない極めて貧弱な生物相となっている。さらに、2004年8月の調査からは、頻りに調整池内において「アオコ」(藍藻類)の発生が確認されている。特に、完工式当日(2007年11月20日)には、ヘリコプターからの写真撮影により調整池内全域にアオコが広がっている様子が観察された。今後も、調整池を潮止めしたままであれば、生態系のさらなる破壊が懸念されている。

### 3. 堤防外側海域における調査

堤防外側海域では、諫早沖から有明海奥部にかけての50定点で、助成期間中に3回(2005年11月22~23日・2006年6月19~20日・2007年6月21~22日)の採泥・採水調査を実施した。同様の調査は、1997年6月から開始して現在までに14回(1997年6月、1998年11月、1999年6月、2000年6月、2000年11月、2001年6月、2001年11月、2002年6月、2003年11月、2004年11月、2005年6月、2005年11月、2006年6月、2007年6月)実施している。さらに、1997年6月と2002年6月には、有明海全域を対象とした92定点(2002年は88定点)における採泥・採水調査を実施している。2007年6月は、潮止め後10年にあたるため、この時も過去に実施した全調査定点を含む有明海全域107定点での採泥・採水調査を4日間(2007年6月21~24日)か

けて実施した。

各定点では、Smith-McIntyre採泥器(採泥面積:0.05 m<sup>2</sup>)を用いて各定点で1回の採泥を行った。堆積物試料と底生生物の採集方法は、調整池内と同様に行った。各定点では水質調査も同時に行った。各定点でバンドン型採水器を用いて、底層(海底から高さ0.5~1.5mの範囲)の海水を採取し、同時に表層(海水面から水深0.1mまでの範囲)の海水をポリ容器で汲み取った。得られた水試料は、塩分計(YSI Model 63)

および溶存酸素濃度計(YSI Model 55)を用いて、表層水と底層水の水温・塩分・溶存酸素濃度(DO)などを測定した。さらに、それぞれの水試料を100mlの酸素ビンに入れ、塩化マンガン水溶液およびヨウ化カリウム水酸化ナトリウム混液を0.5mlずつ注入した後、ビンを密封して研究室に持ち帰った。採水した海水は、研究室においてウインクラ法(気象庁1970)により海水中の溶存酸素濃度を計測し、溶存酸素濃度計による測定値を補正した。

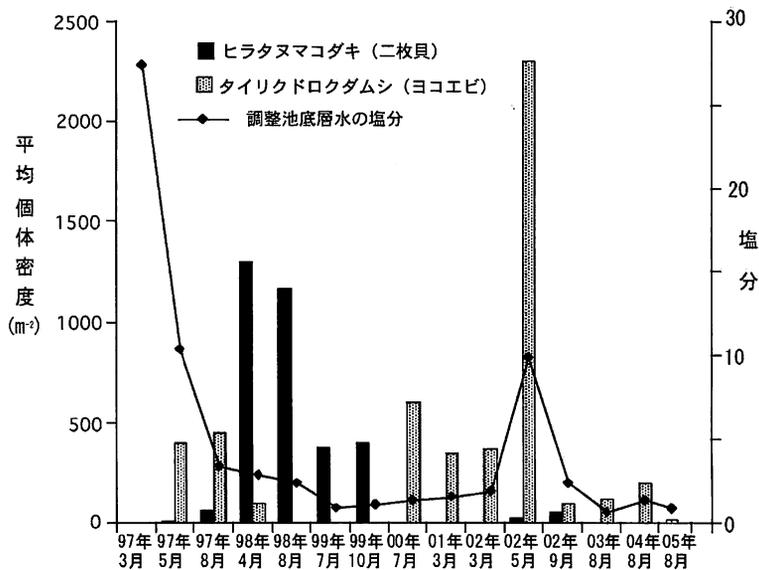


図3 1997年から2005年までの諫早湾干拓調整池内の塩分変化およびヒラタヌマコダキガイ・タイリクドロクダムシの個体密度に見られる経年変化(佐藤ほか2006を一部改変)

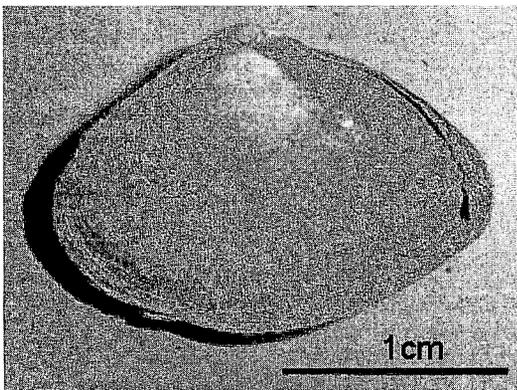


写真1 ヒラタヌマコダキガイ *Potamocorbula* sp.

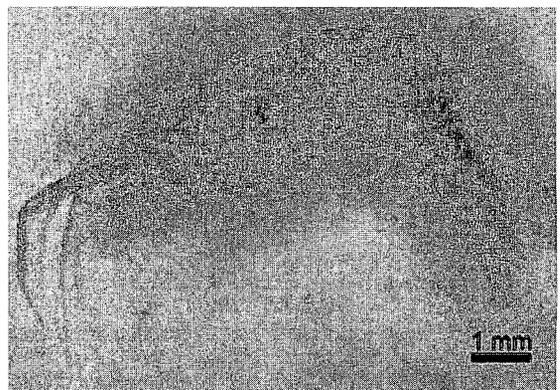


写真2 タイリクドロクダムシ *Corophium sinense*

## (1) 底質の変化

1997年6月には、諫早湾口周辺で中央粒径値Md 8  $\phi$ 以上の粘土が分布し、有明海中央部付近でMd0~2  $\phi$ の粗粒~中粒砂が広く分布、Md2~8  $\phi$ の細粒砂~シルトはその間の狭い範囲に分布していた(近藤ほか 2003; 金澤ほか 2005)。1998年11月には、諫早湾口部でMd8  $\phi$ 以上の粘土がMd4~8  $\phi$ のシルトへと変化し、有明海中央部でMd0~1  $\phi$ の粗粒砂が広く分布するようになり、さらに2001年6月には有明海中央部の2定点でMd-1~0  $\phi$ の極粗粒砂が見られた。この2定点の周辺で、ちょうど同じ時期に覆砂が行なわれたことが確認されている(松尾ほか 2003; 金澤ほか 2005)。覆砂が行われた場所の特定はできないが、本調査の結果から推測すると、2000年秋から2001年春までの間に、熊本県荒尾沖および島原半島周辺海域において、Md0.5~1.5  $\phi$ の中粒~粗粒砂だった海底に、Md0  $\phi$ 以下の極粗粒砂または礫が人為的にもたらされた可能性が考えられる。しかし、2002年6月には、諫早湾口部でMd8  $\phi$ 以上の粘土がMd4~8  $\phi$ のシルトに、有明海中央部ではMd 2  $\phi$ 以下の礫~中粒砂がMd1~4  $\phi$ の中粒~極細粒砂へと変化していた(金澤ほか 2005)。

## (2) 底層水の水質変化

有明海中央部付近では、1997年6月、1999年6月、2001年6月、2003年7月、2004年7月に、底層水の溶存酸素濃度が3mg/l以下となる貧酸素水塊が発生している(図4; 金澤ほか2005、堤ほか 2007)。1997年6月には、諫早湾口部付近、熊本県沖から島原沖にかけて、および有明海湾口部で、溶存酸素濃度が2mg/l以下にまで低下した(金澤ほか 2005)。1999年6月にも諫早湾口部の3定点で溶存酸素濃度が3mg/l以下となった。2001年6月には、諫早湾口から有明海中央部付近にかけて、1997年6月よりも広範囲に貧酸素水塊が発生し、対岸の熊本県荒尾付近にまで及んだ(金澤ほか 2005)。また2003年7月と2004年7月にも、同様に溶存酸素濃度が3mg/l以下の貧酸素水塊の発生が確認されている(堤ほか 2007)。それに対して、2000年、2002年、2005年、2006年、2007年の6月には、溶存酸素濃度4~6mg/lの定点が広い海域で確認されたのみであった。しかし、2005年8月と2006年8

月には貧酸素水塊が確認されている(堤ほか 2007)ので、本研究で実施した6月の採水調査では、貧酸素水塊を捉えられなかっただけに過ぎない。一方、1998年、2000年、2001年、2003年、2004年、2005年、2007年の11月には、すべての観測定点で溶存酸素濃度6mg/l以上だった。

この他、2005年11月、2006年6月、2007年6月に有明海奥部50定点で採取された水試料の栄養塩(硝酸態窒素・亜硝酸態窒素・アンモニア態窒素・リン酸態リン・ケイ酸態ケイ素)、溶存有機窒素、およびクロロフィル(植物プランクトン現存量)の7項目について分析し、その分布の特徴を調べ過去のデータと比較した。その結果、栄養塩やクロロフィルは海域、季節、年度によって大きく変動することが明らかになった。有明海奥部海域の硝酸は0.1~22  $\mu$ M、アンモニアは0~3.3  $\mu$ M、リン酸は0~6  $\mu$ M、ケイ酸は4~380  $\mu$ Mの範囲で分布した。調査海域の栄養塩の水平分布は、有明海奥部にむかうにつれて濃度が高くなっていくことが特徴的であった。

## (3) 底生生物の経年変化

### 1) 二枚貝類

潮止め直後の1997年6月には、諫早沖50定点において36種294個体/m<sup>2</sup>の二枚貝類が得られたが、1998年11月以降は急激に減少し、2000年6月には17種142個体/m<sup>2</sup>まで減少した。二枚貝類が最も急激に減少した定点では、1997年6月、1999年6月、2001年6月に大規模な貧酸素水塊が発生したことが確認されている(佐藤・金澤2004、金澤ほか 2005)。そして、1997年6月に多く見られた二枚貝類のうち、カラスノマクラ *Modiolus (Modiolusia) elongata* やヤマホトトギス *Musculista japonica* など5種は、諫早湾口周辺の細粒砂・シルトに多く分布していたため、その周辺海域で頻繁に発生した貧酸素水塊の影響により急激に個体数が減少した(金澤ほか 2005)。

2002年4月の短期開門調査以降には、ピロードマクラ *Modiolus (M.) comptus* (写真3)が急激に増加し、二枚貝全体で2002年6月には29種667個体/m<sup>2</sup>、2003年11月には31種908個体/m<sup>2</sup>まで増加した。しかし、2003年11月に採集された二枚貝類の全個体中60%以上はピロードマクラだけで占められており、非常に偏っ

た種構成となっている。ピロードマクラは、有明海中央部周辺の細粒～中粒砂に多く分布する(金澤ほか 2005)。そのため、1997年6月に諫早湾口周辺で発生した貧酸素水塊の影響を受けずに、1998年以降も

有明海奥部に生息していた(図4：佐藤ほか 2006)。そして、2001年6月から11月にかけて見られた覆砂の影響による一部定点の底質の粗粒化と、それに続く2001年11月から2002年6月にかけて生じた底質の

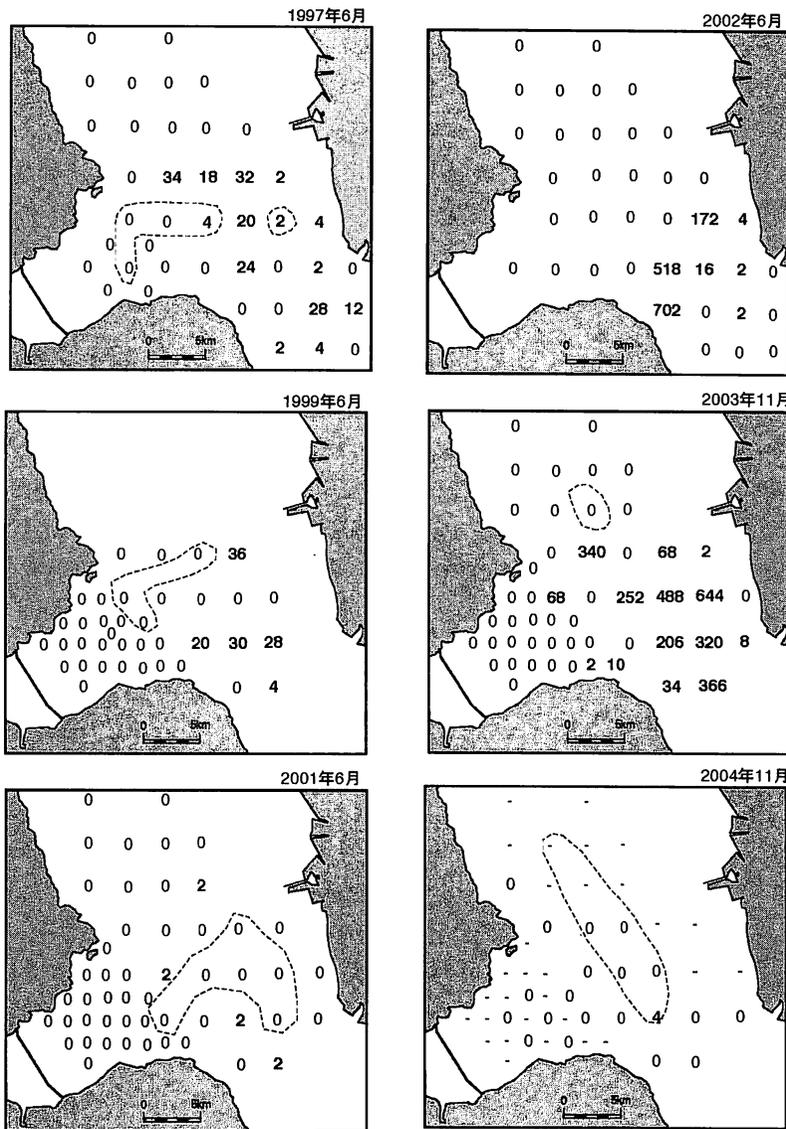


図4 有明海奥部から諫早湾口周辺海域における貧酸素水塊の発生およびピロードマクラガイの個体密度変化

点線で囲った部分は、その年の夏に貧酸素水塊(底層水の溶存酸素濃度 $3\text{mg/l}$ 以下)が発生した定点(データは金澤ほか 2005および堤ほか 2007に基づく)。各定点の数字はピロードマクラガイの $0.1\text{m}^2$ あたりの平均個体密度を示す(データは佐藤ほか2006、萩山 2007MSおよび昼間 未発表に基づく)。

泥化に伴い、ピロードマクラがより広域の範囲において密集して生息するようになり、2003年6月には最高個体数密度6,440個体/m<sup>2</sup>を記録した。しかし、現在ソーティング作業が進められている2004年11月の試料によると、ピロードマクラの急激な減少が確認されつつある。

## 2) ヨコエビ類

1997年と2002年のそれぞれ6月に行った有明海全域調査で得られたヨコエビ類について種レベルで同定し、個体数密度と優占種の分布パターンを比較した(松尾ほか 2007a, b)。その結果、1997年6月には24科94種12,434個体が、2002年6月には27科89種37,649個体がそれぞれ採集され、ヨコエビ類全体の総個体数は約3.0倍に増加していた。なかでもドロクダムシ属ヨコエビ類の*Corophium* sp. A(写真4)は18.7倍に増加していた。*Corophium* sp. Aのそれぞれの年の分布パターンを比較した結果、2002年6月には本種は、2001年6月に諫早湾口部周辺海域において貧酸素水塊が観測された海域(金澤ほか 2005)の周辺に多く分布していた(松尾ほか 2007b)。本種が、貧酸素水に対して敏感で高い移動能力を有している可能性が同属種の生態的特性から推測された。そのような生態学的特性によって、2002年に諫早湾口部周辺海域のほか有明海の広い海域において高密度で採集された可能性がある(松尾ほか 2007b)。さらに本種と同様にドロクダムシ上科に区分されるいくつかの種において、2002年に個体数密度が増加していた(松尾ほか 2007a)。これらの種の個体数密度の増加のしくみに関しては、それぞれの種の生物学的・生態学的知見が少ないため十分な議論は出来ないものの、ドロクダムシ属ヨコエビ類と同様のしくみによって個体数密度を増加させた可能性がある(松尾ほか 2007b)。しかし、ヨコエビ類も、現在ソーティング作業が進められている2004年11月の試料では急激な減少が確認されつつある(図5)。

## 3) 多毛類

多毛類は、これまでに1997年、1999年、2000年、2001年、2002年の各6月の採集標本について検討した。このうち、1997年と2002年については、有明海

全域で得られた標本を用いて、チロリ科とゴカイ科に焦点を絞り、種レベルの同定を行ない、各種の分布を比較した。

すべての年に共通する有明海奥部の17定点(定点番号A12-A15、A17-A21、A25-A30、A35-A36)について全多毛類の平均現存量(湿重量)を比較すると、諫早湾潮止め直後の1997年が最大であり(37.9g/m<sup>2</sup>)、その後、1999年(18.6g/m<sup>2</sup>)から2000年(9.2g/m<sup>2</sup>)にかけて減少したが、2001年(20.6g/m<sup>2</sup>)および2002年(28.0g/m<sup>2</sup>)には増加に転じた。ただし、現存量については地点によるばらつきが大きく、また砂泥中に深く潜る大型の多毛類は捕獲できないことに留意する必要がある。

1997年の標本(92定点、総数11,704個体)は42科に分類された。一方、2002年の標本(87定点、総数16,139個体)は46科に分類された。2000年に小長井町沖合の諫早湾湾口部(p2地点)で局所的にスピオ科(17,420個体/m<sup>2</sup>)とギボシイソメ科(13,460個体/m<sup>2</sup>)の体長3mm前後の幼体が高密度に出現したことが特筆される。

チロリ科に関しては、1997年に5種(合計142個体)、2002年に6種(合計259個体)が確認された。どちらの年も、有明海の奥部から湾口部にかけての広い範囲に、*Glycera nicobarica*と*G. onomichiensis*が比較的高密度に分布していた。その分布域は、底質の中央粒径値が1-3φ(中粒砂-細粒砂)の範囲(東 2005)にほぼ一致した。一方、湾口部付近(底質の中央粒径値が1φ以下)には、*G. lapidum*、*G. alba*(両年とも)、*G. cf. oxycephala*(1997年だけ)、*G. tessellata*、*Hemipodia*

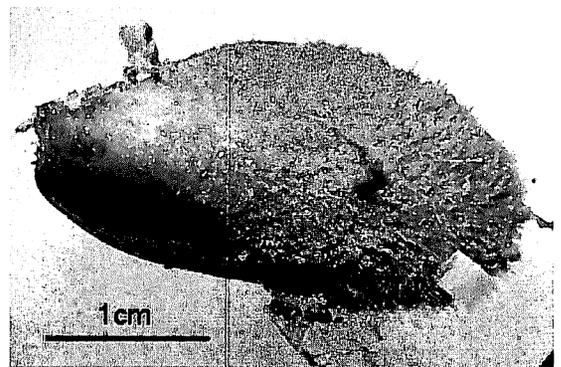


写真3 ピロードマクラ *Modiolus* (*M.*) *comptus*

*yenourensis*(2002年だけ)が分布していた。

ゴカイ科に関しては、1997年(合計177個体)、2002年(合計307個体)ともに以下の5種カニゴカイ *Tambalagamia fauveli*、ニシキゴカイ *Nereis zonata*、*Leonnate cf. persicus*、アリアケゴカイ *Nicon japonicus*、*Neanthes sp. A*が採集された。カニゴカイは、両年ともに有明海中央部に広く分布していたが、2002年(最大260個体/m<sup>2</sup>)には1997年(最大80個体/m<sup>2</sup>)に比べて諫早湾口部において密度が増大していた。ニシキゴカイは、1997年(最大200個体/m<sup>2</sup>)、2002年(最大420個体/m<sup>2</sup>)ともに、諫早湾口部と有明海湾口部に分離して分布していた。*Leonnate cf. persicus*は、1997年(奥部の1地点で40個体/m<sup>2</sup>)、2002年(諫早湾湾口部と中央部の2地点で20個体/m<sup>2</sup>)ともに、稀にしか出現しない種である。アリアケゴカイは両年とも有明海湾口部にのみ分布し、2002年(最大380個体/m<sup>2</sup>)には1997年(最大80個体/m<sup>2</sup>)に比べて密度が増大していた。*Neanthes sp. A*(日本未記録種または未記載種)は、両年とも比較的低密度ながら(最大80個体/m<sup>2</sup>)、有明海中央部に広く分布していた。

#### 4) 最近の底生生物全体の個体数減少について

現在、2004年11月の採泥試料について、高次分類群レベルでのソーティング作業が進められているが、これによると2002年6月や2003年11月に比べて、ピロードマクラガイやヨコエビ類が急激に減少したことが確認されつつある(図4、5)。詳細は、すべてのソーティング作業が終了した後に発表する予定である。さらに、本助成期間に採集された2006年と2007年の採泥試料でも、同様に各地点において底生生物の減少傾向が確認されている。2003年以降は、毎年夏に大規模な貧酸素水塊が発生していることが確認されており(堤ほか 2007)、その影響で底生生物群集の多様性が壊滅的に減少したと考えられる。今後、諫早湾の中長期開門調査などの抜本的な環境改善を行わない限りは、堤防外側海域においても、特定の種のみが急激な増加と減少を繰り返す不安定な状態が続くと予測される。

#### 4. おわりに

諫早湾は、潮止めから10年以上が過ぎ、2007年11

月20日に干拓事業の完工式が行われた。しかし、その間にも、堤防外側海域の広範囲における赤潮や貧酸素水塊の頻繁な発生や、潮流速度の減少と底質の細粒化、ノリや魚介類の漁獲量の急激な減少など、「有明海異変」を示す様々な環境の劇的変化が見られた。私たちの研究成果は、それらの異変のほとんどが、諫早湾干拓を起因として、各々の事象が複雑に影響しあっていることを示唆している。しかし、国による調査や裁判所・公調委などの判決では、それら異変の原因は「明らかではない」との判断が、何の反省もなく繰り返されている。このような誤った判断を批判し、有明海再生への具体的な展望を指し示すため、今後も科学的データを提供し続けることで有明海異変に対する正しい理解を広げたい。

一方、現在の調整池内はアオコが大発生するだけで、ほとんど大型底生生物は生息しておらず、採泥・採水調査の結果でも大きな変化は見られていない。しかし、潮受堤防を締め切ったままでは、今後も有明海異変が続くことは明白であり、いつかは水門を開放せざるを得ない日が来ると予測される。その暁には、現時点での水門開放以前の地道な調査結果が、水門解放後の同精度の調査に対する貴重な比較データとして生かされることになる。そのため、今後も決して諦めることなく、本研究を続けてゆきたい。

最後に、本研究を2年間にわたり支えていただいた、プロ・ナトゥーラ・ファンドに深く感謝の意を表する。

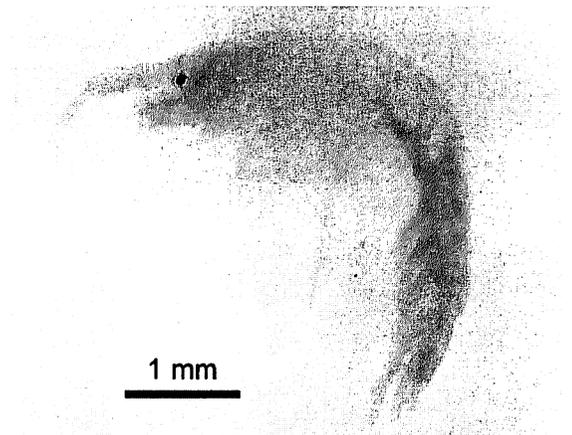


写真4 ドロクダムシ属ヨコエビ類 *Corophium sp. A*



## 参考文献

- 東 幹夫. 2005. 底質の変化. 日本海洋学会(編)有明海の生態系再生をめざして. 恒星社厚生閣. 東京. pp.94-104.
- 萩山竜馬. 2007MS. 短期開閉調査以降の諫早湾干拓調整池内外における底生生物群集の変化. 東北大学理学部地圏環境科学科卒業論文. 62pp.
- 金澤 拓・佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之・松尾匡敏. 2005. 諫早湾潮止め後の有明海における二枚貝群集の変化. 日本ベントス学会誌, 60: 30-42.
- 気象庁. 1970. 海洋観測指針. 日本海洋学会. 東京. 431 pp.
- 近藤 寛・東 幹夫・西ノ首英之. 2003. 有明海における海底堆積物の粒度分布とCN組成. 長崎大学教育学部紀要 - 自然科学 -, 68:1-14.
- 松尾匡敏. 2004MS. 有明海におけるマクロベントス高次分類群の分布様式の変化—諫早湾締め切り直後と5年後の比較を中心として. 長崎大学大学院教育学研究科修士論文. 長崎. i + 32 pp. + 48 figs. + 8 付表.
- 松尾匡敏. 2006. 有明海の人為攪乱に伴うヨコエビ群集の変化. 長崎大学大学院生産科学研究科学学位論文. 長崎. iii + 208 pp.
- 松尾匡敏・東 幹夫・佐藤慎一・近藤 寛・西ノ首英之. 2003. 諫早湾潮止め後の有明海における底質とマクロベントス密度の経年変化Ⅱ. 2003年日本プランクトン学会・日本ベントス学会合同大会講演要旨集. 124 pp.
- 松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫. 2007a. 有明海潮下帯の底質区分とヨコエビ群集—1997年と2002年の比較. 長崎大学水産学部研究報告, 88: 1-42.
- 松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫. 2007b. 諫早湾奥部締め切り後の有明海潮下帯ヨコエビ群集構造の変化. 日本ベントス学会誌, 62: 17-33.
- 宮地傳三郎・黒田徳米・波部忠重. 1953. 日本近海の生物地理区について. 生物科学, 5: 145-148.
- 日本海洋学会. 2005. 有明海の生態系再生をめざして. 恒星社厚生閣. 東京. 211 pp.
- 佐藤正典・田北 徹. 2000. 有明海の生物相と環境. 有明海の生きものたち: 干潟・河口域の生物多様性. (佐藤正典 編著). pp10-35. 海游舎. 東京.
- Sato, S. and Azuma, M. 2002. Ecological and paleoecological implications of the rapid increase and decrease of an introduced bivalve *Potamocorbula* sp. after the construction of a dike for reclamation in the Isahaya Bay, Western Kyushu, Japan. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 185: 369-378.
- 佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之. 2001. 諫早湾干拓地の貝類相—調整池における貝類相の時間的变化. 第四紀研究, 40: 85-95.
- 佐藤慎一・金澤 拓. 2004. 干拓堤防締切り後の諫早湾および有明海中央部における二枚貝類の変化. 化石, 76: 90-99.
- 佐藤慎一・金澤 拓・萩山竜馬. 2006. 諫早湾干拓事業に伴う二枚貝類の変化. 海洋と生物, 28: 618-624.
- 下山正一. 2000. 有明海の地史と特産種の成立. 有明海の生きものたち: 干潟・河口域の生物多様性. (佐藤正典 編). pp.37-48. 海游舎. 東京.
- 菅野 徹. 1981. 有明海 自然・生物・観察ガイド. 東海大学出版会. 東京. 194 pp.
- 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塊の拡大とそのメカニズム. 海の研究, 16: 183-202.

In April 1997, the inner part of Isahaya Bay was shut off from the Ariake Sea, western Kyushu, Japan with a dike for reclamation. After this isolation, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, aspects of water quality suddenly changed, and fauna of benthos was drastically replaced. However, the Isahaya Reclamation Project has not been yet completed, so it has sufficiently been left the possibility of reforming the mud tidal-flat by opening water gate in the near future.

In this study, we are monitoring using the mud samples got by the bottom sampler at the 80 fixed points of inside and outside of the dike for reclamation of Isahaya Bay since 1997, and analyzing the changes of water quality, bottom sediments and benthos fauna caused by the Isahaya Reclamation Project. In the present 2 years, sediment samples were collected from the 50 or 107 fixed stations in the outer part of Isahaya Bay on 22-23 November 2005, 19-20 June 2006 and 21-24 June 2007, and also collected from the 31 fixed stations in the inner part of this bay on 17 August 2006 and 15 April 2007.

As a result, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, number of species and mean individual density of benthos rapidly decreased from 1997 to 2000, and then only few species increased from 2001 to 2003. However, from 2004 to 2007, most of them have disappeared or decreased rapidly in the both inner and outer parts of Isahaya Bay. We published these results at the symposium and scientific papers, and appealed the crisis of the Ariake Sea to public.

The results of this research will be used as the theoretical ground in order to require the investigation of opening the gate against the Japanese Government, and these will be possible to supply basic data before opening the gate for future studies after opening the gate of Isahaya Bay.

# 南大東島に隔離分布するダイトウコノハズクの鳴き声を用いた 個体識別となわばり個体の入れ替わり

ダイトウコノハズク保全研究グループ  
高木 昌興<sup>1)</sup>・赤谷 加奈<sup>1)</sup>・松井 晋<sup>1)</sup>

## Vocal individual identification and territorial turnover in the isolated population of the Daito Scops Owl on Minami-daito Island.

Working group for the study of conservation of Daito Scops Owl.  
Masaoki Takagi, Kana Akatani and Shin matsui

リュウキュウコノハズクは2004年のIUCNのレッドリストで危急種に位置づけられ、リュウキュウコノハズクの一亜種、ダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* は大東諸島に固有の亜種で、沖縄県版のレッドブックで絶滅危惧種とされている。約100年前の入植以前まで、島全体を被っていた森林は、ほぼ皆伐された。現在では、島の6割が農耕地となり、現在の樹林地は1920年代に植樹されたモクマオウが主体の幅50mほどの防風林があるに過ぎない。希少な個体群に捕獲のストレスを与えずに個体識別することは重要である。本研究では、ダイトウコノハズクの鳴き声による個体識別の有用性を検討し、その方法を応用したなわばりの入れ替わり状況の推定を試みた。鳴き声を用いた個体識別は有効であった。その方法を応用した結果、2005年から2006年にかけての雄のダイトウコノハズクのなわばりの入れ替わり率は54%であった。しかし、本研究の過程で南大東島の個体群の中に互いに類似した声を持つ個体が存在することが明らかになったことから、この値は過小評価の可能性はある。今後は、より効果的な個体識別の方法を確立することが重要である。また、個体群動態を把握するためには、雌の個体識別も必要である。そこで、雌においても鳴き声による個体識別の可能性を検討し、応用する必要がある。

### 1. はじめに

沖縄島から東に約360kmの太平洋上に位置する大東諸島は、7種の鳥類の固有亜種を産する(日本鳥学会 2000 参照)。多くの亜種を産する反面、国内でも多くの固有鳥類を絶滅させてきた歴史を持っている。日本列島とその周辺島嶼を含めると、これまでに14種(亜種含む)の鳥類が絶滅し、そのうち12種が島嶼に生息していた(日本鳥学会 2000 参照)。大東諸島では、亜種ダイトウグイス(*Cettia diphone restricta*)、亜種ダイトウヤマガラ(*Parus varius orii*)、

亜種ダイトウミンサザイ(*Troglodytes troglodytes orii*)、亜種ダイトウノスリ(*Buteo buteo oshiroi*)の4亜種が絶滅した。絶滅が相次いだ中で、現在でも南大東島には、大東諸島に固有の亜種ダイトウカイツブリ(*Tachybaptus ruficollis kunikyonis*)、亜種ダイトウメジロ(*Zosterops japonicu daitoensis*)、亜種ダイトウヒヨドリ(*Hypsipetes amaurotis borodinonis*)、亜種ダイトウコノハズク(*Otus elegans interpositus*)が生き残っている。

南大東島への入植は、1900～1903年に行われた(南

1) 大阪市立大学大学院理学研究科生物地球系専攻 〒558-8585 大阪市住吉区杉本3-3-138

大東村 1997)。入植以前である約100年前まで、南大東島はダイトウビロウ(*Livistona chinensis*)に全体が覆われた森林の島であった。しかし、その森林はほぼ皆伐され、現在では島面積の約6割以上がサトウキビをはじめとした畑となり、樹林地の面積は3.9km<sup>2</sup>、島面積の約8%を占めるに過ぎない状態にある。さらに樹林地は防風林として植栽されたものであり最大でも幅100mほどの回廊状である(写真1)。さらに、農地拡大や貯水池整備のために樹林地の伐採が現在も進行している。既に絶滅した4亜種は、ダイトウウグイスを除き森林への依存性が高い生態的特性を持っていた。ダイトウコノハズクはフクロウの一種で、樹洞に営巣することから森林への依存性が特に強い(König *et al.* 1999, Severinghaus 2000 参照)。しかし、北大東島のダイトウコノハズクは既に絶滅し(Akatani *et al.* unpublished data)、南大東島における現在の雄の個体数も180個体以下と推察される(Takagi *et al.* 2006, 2007, unpublished data)、ダイトウコノハズク個体群の存続は危機的な状況にあるといえる。

そこで、ダイトウコノハズク個体群の正確な現状把握と将来予測のための基礎資料を得ることが、保全のための急務といえる。このような目的達成のためには、ダイトウコノハズクを個体識別することが必要である。通常、昼行性の鳥類では、一度捕獲して色足輪を装着し、その後は再度捕獲をすることなく、望遠鏡などで色足輪を確認することで、個体識別をすることができる。しかし、色足輪による個体識別は、本研究の対象種であるダイトウコノハズクのような夜行性の鳥類には不適である。このような場合、金属製の番号足輪だけを装着し、捕獲を繰り返して番号を再確認する方法、電波発信器を尾羽の基部に結びつけるか、ハーネス形に背負わせ、個体ごとに周波数を変えることで確認する方法、トランスポンダを埋め込み、巣やねぐらに読み取り機器を装着してデータロガーに記録を蓄積する方法などがある。希少種を研究する上で、保護のための調査自体が対象種に対して与える影響を最小限に止めることを念頭に置くことが重要である。捕獲を繰り返すことによって得られる研究成果と捕獲に伴う

ストレスなどのリスクが見合わない場合が想定される。また、電波発信器やトランスポンダによる方法は、設備投資の費用が大きい。つまり、より効率的に保全研究活動を実践するためには、希少種に与える調査のリスクや研究費用の軽減は大きな課題となる。

本長期事業においては、繰り返しの捕獲をすることなしに、鳴き声を用いてダイトウコノハズクの個体識別を行う方法について検討することを目的とする。鳴き声による個体識別は、捕獲のリスクが無い上に、調査費用も極めて低く抑えることができる。そこで、まず鳴き声による個体識別が可能かどうかを査定する。鳴き声による個体識別が可能となると、個体群動態の算定に必要な、なわばりの入れ替わり状況や寿命などの基礎情報を得ることができる。本研究は、希少種の保護のための研究に新たな方法を提示するモデルケースとしての意義も持っている。

## 2. 対象亜種、調査地および方法

### (1) 対象亜種

亜種ダイトウコノハズクは、リュウキュウコノハズク(*Otus elegans*)の亜種で、南・北大東島における固有亜種とされている(日本鳥学会 2000)。リュウキュウコノハズクは、国際自然保護連動(IUCN)のレッドデータブックで危急種とされている(Bird Life International 2004)。さらに、ダイトウコノハズクは、沖縄県版レッドデータブックにおいて絶滅危惧種に指定されている(沖縄県 1996)。ダイトウコノハズクは、他の南西諸島の個体群と比較すると遺伝的な特徴を有しており(Severinghaus *et al.* 2002参照)、ESU(Evolutionarily Significant Unit)としての価値を有していると考えられる。

亜種ダイトウコノハズクの体重は約90gである。南大東島に留鳥として生息している。一夫一妻で繁殖し、1年を通じてつがいになわばりを維持している。南大東島では、主に植栽された樹種であるモクマオウ(*Casuarina equisetifolia*)の樹洞に営巣する。産卵は3月下旬から始まり、4月に産卵するつがい最も多くなる。一腹卵数は、通常2~3卵である。抱卵は雌だけが行い、その期間は約26日間である。孵化

後、雛への給餌は雌雄で行う。年一回繁殖である。以上の繁殖生態は、高木ほか(2005)から引用した。

## (2) 調査地

南大東島は、面積約30km<sup>2</sup>の海洋島で、沖縄島の東約360kmの太平洋上に位置する(25°50' N、131°14' E; 図1)。長径6km、短径5kmの円に近い形状をしている。島の外周の幅約1kmは、平均標高約15~20mの丘で、丘の内側は平坦である。島の中央部には、約30個の池が集中的に分布し、池の総面積2km<sup>2</sup>である。池の周囲はアダン(*Pandanus odoratissimus*)やオヒルギ(*Bruguiera gymnorrhiza*)が群生している。島面積の6割以上(18km<sup>2</sup>)は、主にサトウキビの畑と

して利用され、ジャガイモやカボチャも栽培されている。畑を仕切る並木には、主にテリハボク(*Calophyllum inophyllum*)が植栽されている。樹林地は、1921年から1926年に帯状に植栽されたもので、モクマオウ、リュウキュウマツ(*Pinus luchuensis*)、ダイトウビロウなどから構成される。樹林地の総面積は約3.9km<sup>2</sup>、成熟した樹林地の樹高は約15mである。集落は島の南西側に集中し、人口は約1,400人である。亜熱帯気候に属し、年平均気温は23°C、年平均降水量は1,652mm、年平均降雨日数は112日である(気象業務支援センター 1961~2004)。

## (3) 調査および解析方法

調査は、2005年3月22日から5月4日までの35日間、2006年3月25日から5月10日までの35日間に、日の入りから24時までの間に行った。繁殖を行っている可能性が高い雄のダイトウコノハズクの個体数を正確に把握するために、南大東島の全域のダイトウコノハズクのなわばりが位置している回廊状の防風林をすべて踏査した(高木ほか 2005参照)。2005年には任意に定めた定点において、あらかじめ録音しておいたダイトウコノハズクの雄の声(『コッポロ』もしくは『コホ』と聞こえる)を再生し、定点付近に生息している個体を刺激し、鳴き交わす習性を利用するプレイバック法を用いた。定点の間隔は50~100mでプレイバック時の再生音は十分に届く範囲である。それぞれの場所で雄が鳴き返してきた場合は、すぐに再生を中止したが、鳴き返しがなかった場合は3分間継続して再生した。鳴き返しを確認できた地点を地図上に記録した。同一個体を重複して数えないように、隣接して鳴いている個体の声を同時に確認するように努めた。本調査期間は、ダイトウコノハズクの産卵前から抱卵期にあたるので、雌雄の鳴き交わしが高頻度で記録された。近距離で鳴き交わしを確認した場合には、つがいとして地図上に記録した。なお、雌も雄に類似した声で鳴くことがあるが、その声は短く、『フニ』や『フニャ』といった声を発するので容易に雌と判断できる。2006年には、2005年に鳴き声を確認した定点においてプレイバック法を用いて、鳴き返しの有無を記録した。また、2005年に鳴き声を確認できなかった場所から声

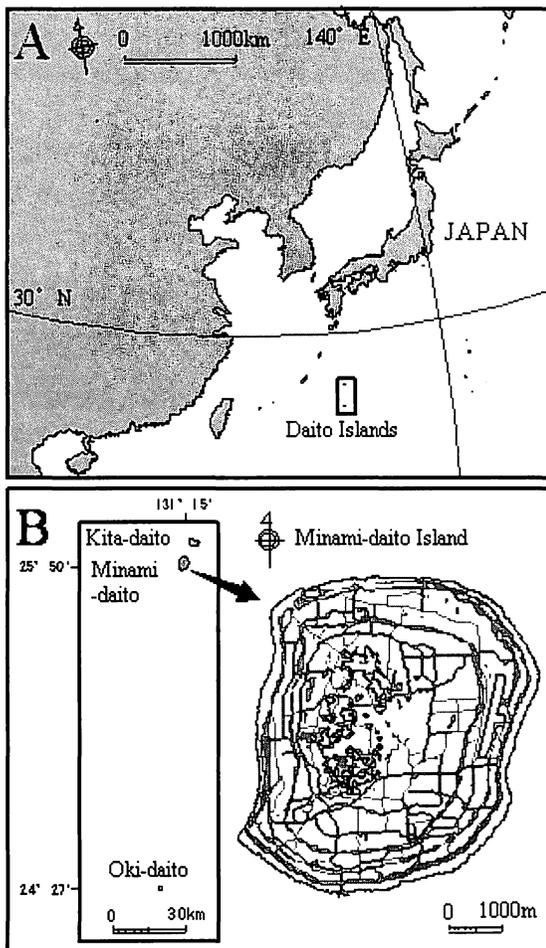


図1 A) 大東諸島の位置 B) 南大東島  
濃い灰色部分は樹林帯、薄い灰色の線は道路。  
他は、主に耕作地。

を確認できた場合は、適宜記録をした。雨天の日は、ダイトウコノハズクの活動が低下するので、調査は行わなかった。プレイバックには、マランツ社製ICレコーダー(Marantz PMD670もしくは Marantz PMD 660)と東芝製のアンプ付き携帯用スピーカー(Toshiba BK-701 portable speaker)を使用した。プレイバックには、南大東島で録音した最も一般的な雄の鳴き声を用いた。

プレイバックに際して鳴き返した雄の声を録音した。録音には、プレイバック法で鳴き声の再生に用いたものと同じICレコーダーと超指向性マイクロフォン(Audio-technica AT815b)を用いた。本解析では、2005年および2006年にダイトウコノハズクの雄の声を録音した定点のうち、50定点の音声データを用いて解析を行った。録音した音声データの声紋分析を行った。声紋分析には、コーネル大学音声学研究所の音声解析ソフトウェアRAVEN(Ver.1.2.1 for Mac ® X)を使用し、パーソルコンピュータの画面上で、7つの成分の計測を行った(図2)。計測に際しての解像度は、周波数成分は1.35Hz、時間成分は1.13msである。2005年に50定点から得られたそれぞれの鳴き声が、声紋7成分を用いて区分が可能かどうか正準判別分析を用いて検討した(統計パッケージ JMP 5.0.1J)。分析には、それぞれの定点で得られた声から20個の連続するフレーズを抽出して利用した。2005年に得られた判別式に2006年に2005年と同一の50カ所から得られた声の声紋分析結果を代入し、それらの声が2005年に得られた声と同一か、異なるかを判別した。

### 3. 結果および考察

2005年にはプレイバックに対し、245ヶ所から雄の反応があり、そのうち155ヶ所で雌雄の鳴き交わりを確認した(図3 Takagi *et al.* 2006)。ダイトウコノハズクは島の内側の防風林で密度が高く、島の外周に近いところでは密度が低く、中心部の池周辺では記録がない(Takagi *et al.* 2006)。また、鳴き交わりの数は、雄の反応の約6割を占めるに過ぎなかった。これは単純につがいになっている数が少ないためと結論することはできない。抱卵期が進んでいると

雌が巣の外に出てなく頻度は下がる。風が強い日には、声が流された時に雌が巣に滞在していると雌の反応を誘発できないことも原因となっていると思

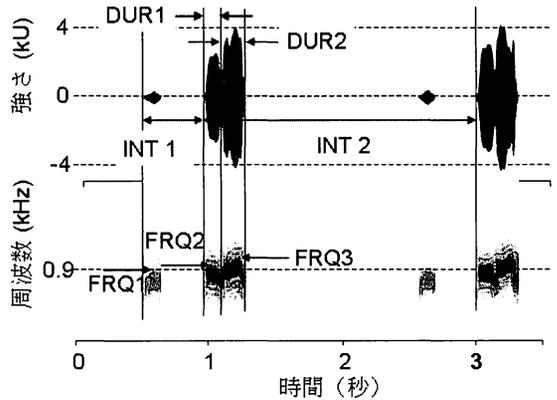


図2 雄のダイトウコノハズクの代表的な鳴き声の波形図と声紋図

図中に示された(FRQ1, 2, 3)、(INT1, 2)、(DUR1, 2)は、それぞれ周波数、間隔、継続時間で、解析に用いた鳴き声の成分である。

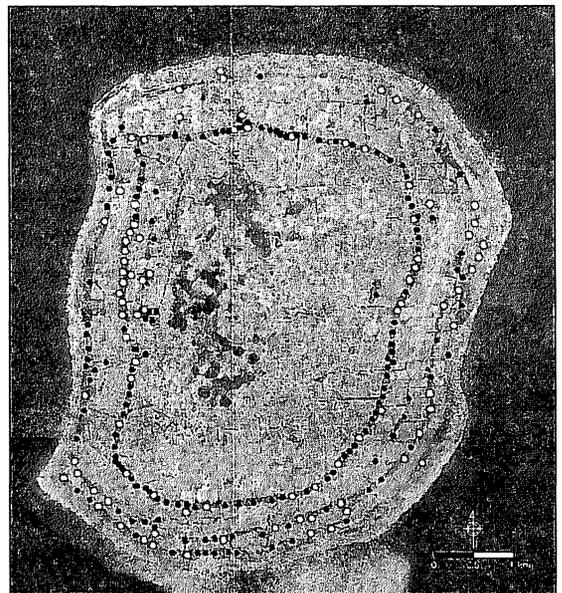


図3 2005年の南大東島における雄のダイトウコノハズクの分布

黒い丸印は、雄が単独で鳴いていた地点。白い丸印は、雌雄の鳴き交わりを確認した地点。Takagi *et al.* (2006)から引用。

われる。また、個体数の少ない隔離個体群では、偶然生じる性比の偏りが個体群の存続に影響する可能性もあると思われるので、今後は雌の数の正確な把握が課題となる(Frankham *et al.* 2004参照)。2006年のプレイバックに反応した個体数は、2005年から68ヶ所減少したが、2005年の定点に隣接する16ヶ所からも反応を得たので合計193ヶ所から反応を得た(図4 Takagi *et al.* 2006)。しかし、2006年に反応しなかった定点の減少率は、21.2%と高い値を示した(Takagi *et al.* 2006)。

2005年から2006年にかけてのダイトウコノハズクの高い減少率が、何に起因するのかは今のところ不明である。しかし、Takagi *et al.* (2007)は、巢の経年利用率の変化に着目し、解析を行った。それによると2003年から2005年まで、それぞれの年の前年に利用されていた16巢が継続利用されなくなった例はなかった。しかし、2005年に利用されていた17巢のうち、4巢(24%)は2006年に継続利用されなかった。この値は、2006年に反応しなかった定点の減少率21.2%にほぼ等しく、実際に個体数の減少が起こった可能性が示唆される。しかし、個体数のカウントだけでは、個体群動態を明らかにすることはできない。上述の個体数のカウントも、重複をできるだけしないように隣接個体の同時確認に努めたが、夜間の調査であることや声の性質で定位が難しいことが相まって、誤差が生じている可能性を否定できない。したがって、実際に個体識別によってなわばりの入れ替わりを調べる必要がある。

図5は、異なる6個体の雄の声紋を表している。AとBは、ダイトウコノハズクに一般的な『コッポロ』を繰り返す。Cは、『コホ』を繰り返す。Dは『コッポロ』を繰り返す間隔が速い。Eは、後半部分で周波数が高くなる。Fは、後半の声に継ぎ目がない。このように声の間隔や周波数、声紋の形がそれぞれの個体に明瞭な違いがあり、それぞれ特徴的であることがわかる。一方、図6は捕獲によって個体識別された雄のダイトウコノハズクの2003年から2006年までの声紋である。図6の明瞭な個体差と比較して、周波数、時間間隔、声紋の形状などに経年的な変化はほとんどないことがわかる。

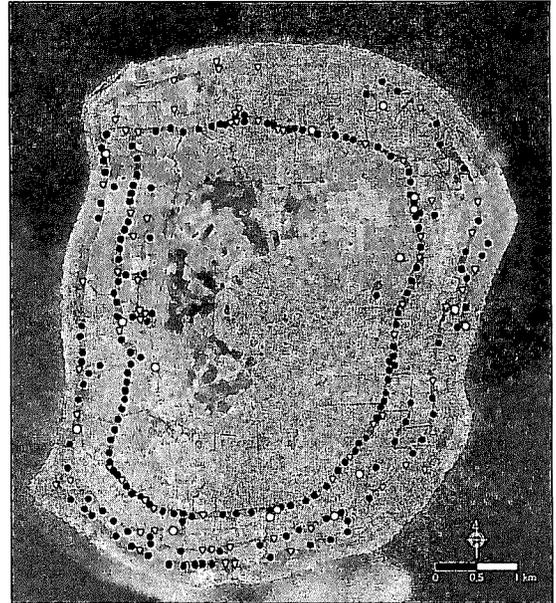


図4 2006年の南大東島における雄のダイトウコノハズクの分布

黒丸は2005年にも鳴き声を確認した地点(n=177)。白丸は、2005年に確認できずに2006年に鳴き声を確認した地点(n=16)。三角は、2005年に鳴き声を確認できたが、2006年には確認できなかった地点(n=68)。Takagi *et al.* (2007)から引用。

50ヶ所それぞれから得られた20個の連続声を用いた正準判別分析によると、合計1,000個の声のうち938個の声がそれぞれの場所に特徴的なものとして判別された。50ヶ所のうち25カ所から得た声は、他の場所の声に誤判別されることはなかった。誤判別された鳴き声は62個あった。そのうち13個の声は、ある2つの場所における声が互いに誤判別されたものであった(表1)。この2つの場所にいた個体は、同一で調査の際に重複して録音した可能性、類似度の高い他個体の可能性のどちらかと考えられる。他の誤判別数は20個の連続声のうち4個以下であり、互いに誤判別する例はなかった。このようなことから、雄のダイトウコノハズクの鳴き声は、個体差が大きく、個体の変異が小さく、それぞれが特徴を持っていることから、個体識別に有効な形質と判断された。

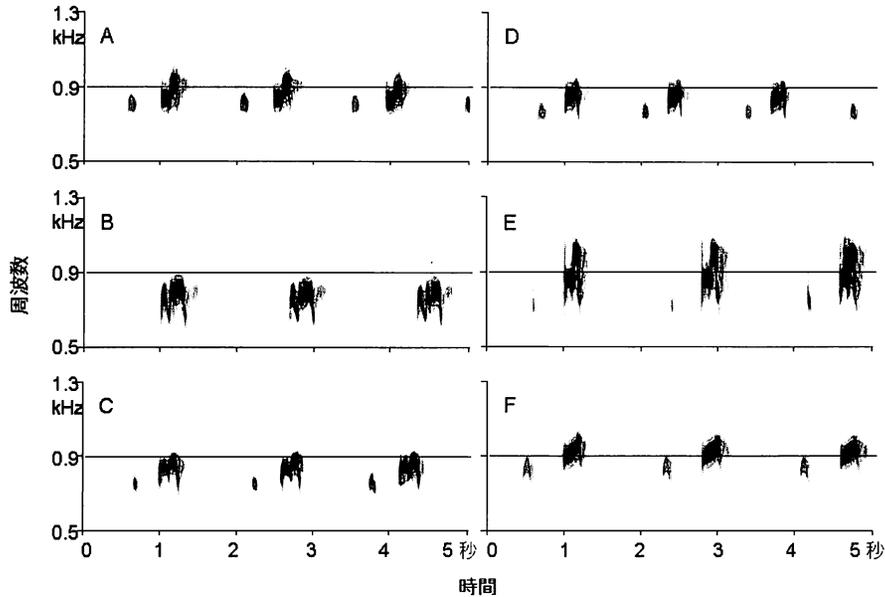


図5 異なる6個体の雄のダイトウコノハズクの声紋

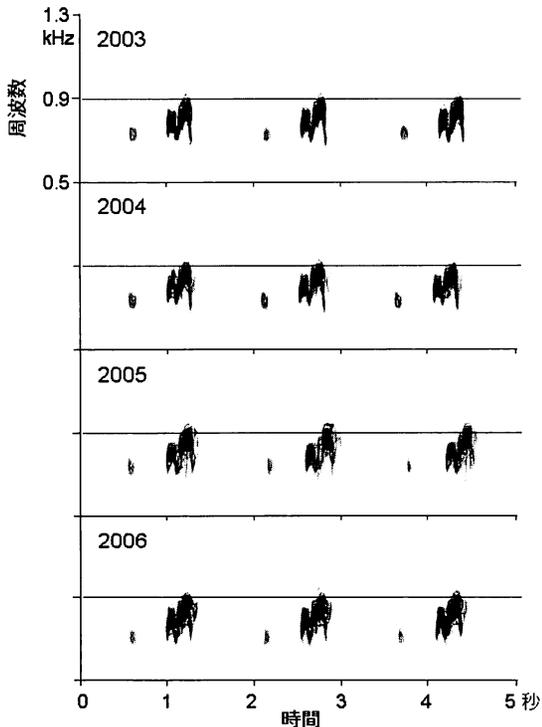


図6 足輪によって個体識別された雄のダイトウコノハズクの2003年から2006年までの声紋

2005年の鳴き声を用いた判別式を用いて、2006年に2005年と同一の50カ所で録音した鳴き声の判別を試みた。その結果、1,000個の鳴き声のうち、530個の鳴き声が、前年と同じ場所の声に一致していた。2006年に録音した13カ所の声は、2005年の同一箇所の声として判別された。二項分布にしたがった判別基準を用いると、20個の声のうち14個以上の声が前年の同じ場所のものとして判別された場合に、5%の有意水準で前年と同じ個体が生きていたと判断される。この基準に従うと、2005年の繁殖期から2006年の繁殖期には、23カ所で同じ個体が生きていたと推察された。この期間のなわばり雄の生存率は、46%と考えられる。この基準にしたがうと54%の場所で個体が入り替わったと判断される。より詳細に検討すると、2005年の声とは全く異なっていた場所は、16カ所であった。2005年と同一と判断された声が1個から6個の場所が、4カ所あった。また、9個から13個まで2005年と同一と判別された場所が7ヶ所あった。これらの数値の判断は難しい。今後、実際に足輪などで個体識別できている個体の鳴き声を経年的に分析し、同一性を判断する場合の基準を明確にする必要がある。

2006年に確認された鳴き声と2005年に確認された鳴き声の声との比較を行ったが、2006年の声が2005年の他の場所の声と同一と判断される場合があった。表2は入れ替わり状況を示したものである。2006年の定点B、E、Jにおける鳴き声は、2005年の定点I、C、Mとそれぞれ70～85%同一と判別された。2006年の定点I、C、Mは、2005年に録音していない不明個体によって占有されていた。つまり、2005年の個体i、c、mが、定点B、E、Jに移動した可能性があると推察される。定点G、K、N、Tは、2006年には個体f、o、l、dの鳴き声を持つ個体と入れ替わっていた。しかし、2006年の定点F、O、L、Dには、2005年と同様に個体f、o、l、dの鳴き声を持つ個体が定着し続けていたので、移動によるものではない。さらに、定点PとR、定点HとQは、それぞれ個体a、個体sの鳴き声を持つ個体と入れ替わっていた。定点AとSは、2006年にも2005年と同一の鳴き声を持つ個体によって占有されていた。ダイトウコノハズクは、複数個体のなわばりを持つことはないので、類似した鳴き声を持つ個体が複数存在することを示唆している。

#### 4. 今後の課題

なわばりの入れ替わり率は54%と推定された。しかし、本研究で類似した鳴き声を持つ個体が存在することが明らかになったことから、54%は過小評価の可能性はある。つまり、類似した鳴き声を持つ個体と入れ替わった場合、入れ替わっていないと判定されることがある。今回の解析方法を使用する場合には、類似した鳴き声を持つ個体と入れ替わる確率を算出し、補正をする必要がある。また、個体識別の精度を向上させるために、声紋上の変数についてより詳細に検討する。本研究は雄の鳴き声だけを扱った。雄はプレイバック法を用いることで、比較的容易に鳴き声を録音することができる。今のところ、この方法は雌の鳴き声の録音には有効ではない。雌の声についても確実な録音方法を確立し、鳴き声を用いた個体識別が有効かどうか検討し、実際に応用することが個体群の将来予測のためには必要である。本研究では、類似した声を持つ個体間の血縁関係などは明らかになっていない。もし、血縁と鳴き声の類似性を確かめることができれば、繁殖成功のモニタリングにも応用が可能と考えられる。解析した個体数は、南大東島における雄の推定個体数の3分の1ほどに過ぎないため、今後はサンプルを増や

表1 正しく判別された鳴き声の数と定点の数

鳴き声の正解数	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
定点数	16	1	1	1	0	0	1	0	0	1	2	1	2	1	1	1	0	1	3	4	13

Confidence Interval (P<0.05)

表2 2006年の各定点で確認された鳴き声と2005年に確認された鳴き声の比較

両年に同一の小文字があるものは、2006年に録音された鳴き声が2005年に録音されたものと同じと判断されたこと、異なる小文字は異なる鳴き声であったことを示す。2006年の欄の星印は、2005年の解析対象となった鳴き声とは、異なる鳴き声の個体に入れ替わっていたことを示す。

定点	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
2005	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t
2006	a	i	*	d	c	f	f	s	*	m	o	l	*	l	o	a	s	a	s	d
正解率, %	90	70	0	100	70	100	100	70	45	85	85	75	0	90	100	100	90	85	90	90

して同様の解析をすることで入れ替わりの状況が詳細に把握できると考えられる。

なお、南大東島のダイトウコノハズク個体群を保全するには、営巣環境である樹林地の保全が必須である。南大東島には、ダイトウコノハズクの天敵となる捕食者は生息していなかった。しかし、荷物に混入してクマネズミが増加し、ネズミの天敵として人為的に導入されたイタチも増殖している。さらに野外で繁殖している飼猫も多い。クマネズミ、イタチ、ノネコによる卵や雛、さらに親鳥の捕食が増加傾向にある。このような捕食者の管理も重要である。

## 引用文献

Birdlife International. 2004. Threatened Birds of the World 2004. CD-ROM. BirdLife International, Cambridge.

気象業務支援センター. 1961-2004. アメダス観測年報. 気象業務支援センター 東京.(CD-ROM)

König C, Weick F and Becking J. 1999. Owls. A guide to the Owls of the world. Pica Press, Sussex.

Frankham R, Ballou JD and Briscoe DA. 2004. A Primer of Conservation Genetics. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

南大東村. 1997. 南大東村誌 南大東村. 1230pp.

日本鳥学会. 2000. 日本産鳥類目録 改訂第6版 日本鳥学会目録編集委員会(編)、帯広.

沖縄県. 1996. 沖縄県の絶滅のおそれのある野生生物 レッドデータおきなわ 沖縄県環境保健部自然保護課(編). pp.301-332. 479pp.

Severinghaus LL. 2000. Territoriality and the significance of calling in the Lanyu Scops Owl *Otus elegans botelensis*. Ibis, 142: 297-304.

Severinghaus LL, Hsu Y, Chen C and Tsai C. 2002. Population differentiation of elegant scops owls (*Otus elegans*) on Ryukyu Islands. Proceedings of Molecular Perspectives on the Process of dispersals, isolations, and diversifications of animal and plants in the East Asian Islands. pp.15-16, Naha.

高木昌興・赤谷加奈・松井 晋. 2005. 南大東島に隔離分布するダイトウコノハズク個体群の保全に関する研究. プロ・ナトゥーラ・ファンド第14期助成成果報告書. pp.3-10.

Takagi M, Akatani K, Matsui S and Saito A. 2006 Status of the Daito Scops Owl on Minami-daito Island, Japan. Journal of Raptor Research, 41: 52-56.

Takagi M, Akatani K, Saito A and Matsui S. 2007. Drastic decline of territorial male Daito Scops Owls on Minami-daito Island in 2006. Ornithological Science, 6: 39-42.

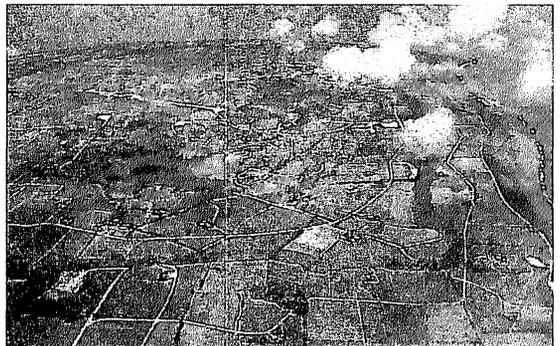


写真1 南大東島の畑と樹林地の分布を示す写真  
樹林地は、帯状の部分に限定されている。  
パッチ状の部分はサトウキビ畑。  
島の中央部には、多くの沼沢地が分布。  
(撮影 中川雄三)

The Elegant Scops Owl is included in the 2004 IUCN Red List as Near Threatened, and the Daito Scops Owl is listed as Endangered in the Red Data Book of Okinawa, Japan. Minami-daito Island is an oceanic island. Settlers colonized the island beginning in the 1900s. Before colonization, the island was thickly blanketed with forests. Almost all of these forests were logged by settlers. Introduced trees were planted as windbreaks (ca. 50 m wide) in the 1920s.

Vocal identification is useful to determine the source of the turn-over individuals without banding. Then, we show the effectiveness of vocal identification of owls, and estimate territorial turn-over by using spectrographic analyses in the Daito Scops Owl *Otus elegans interpositus* on Minami-daito Island. The Daito Scops Owl, a subspecies of Elegant Scops Owl, is endemic to Daito Islands. As a result, vocal identification was useful for the Daito Scops Owl. Territorial turn-over was 54%, but the value should be underestimated because quite similar hoot males occurred in the population. In the future, we should establish the more effective discriminating methods for the vocal identification, and apply to identification of females.

## サンルダム建設が天塩川水系における水環境と 水生生物に与える影響の評価

天塩川の自然を考える会

宮田 修・小野 有五・村上 哲生・大林 夏湖

程木 義邦・桑原 友一・早田 史朗

The effects of the Sanru Dam construction on water quality and aquatic organisms in  
tributary Sanru at Teshio River water system, Hokkaido.

The group of thinking about nature of Teshio river

Osamu Miyata, Yugo Ono, Tetuo Murakami, Kako Ohbayashi

Yoshikuni Hodoki, Yuichi Kuwahara and Shirou Hayata

北海道北部を流れる天塩川水系の支流サンル川で予定されているダム建設が、下流河川環境と水生生物に与える影響についての評価を行った。天塩川本流に設置されている岩尾内ダム調査結果から、ダムの放水が下流河川の濁りの長期化や水生昆虫相の変化をもたらしていることが明らかになった。さらにサンルダム建設予定地(常時満水位)でのサクラマス産卵床調査結果より、開発局調査結果の数倍の産卵床が存在することが明らかになった。このことから、現状の環境影響評価書ではサクラマス個体群に与える影響を過小評価している可能性が示唆された。また、既存ダムで行われてきた調査結果の収集と検証から、現行の魚道では、サクラマス親魚の遡上阻害とスモルトの降下阻害の影響が未だ大きく、ダム建設前と同じ規模の個体群を維持することが難しいと考えられた。このことから、サンルダム建設が与える環境影響評価の再検討が必要である可能性が示唆された。

### 1. 活動経緯の概要

天塩川の自然を考える会は、天塩川水系の河川環境調査と既設ダムの環境影響評価を目的とし、2005年8月に発足した市民と研究者で構成する団体である。PNファンドによる助成決定をうけ、2005年10月から活動を開始し、現地調査および情報開示請求制度による既存調査データの解析をもとに意見書の作成などを行った。また、これらの調査解析結果をもとに、2007年4月には、北海道札幌市(於：北海道大学)および北海道名寄市(於：名寄市民文化センター)での講演をおこなった。

### 2. 活動経緯

#### (1) 現地調査

##### 1) 水環境と水生生物

2005年度、2006年度ともに、天塩川本流に建設されている岩尾内ダム上・下流および、サンルダム建設予定地のサンル川で、水質・水生昆虫調査を行った(写真1)。その結果、岩尾内ダム下流域では、河床材料の粗粒化と発電のための hidroピーキング操作による断続的な瀬切れにより、水生昆虫相が変化しヒゲナガカワトビケラが優占することが明らかとなった(岩館ほか 2007)。また、2005年度の調査結果は、北海道大学大学院地球環境研究科修士課程

岩館智寛氏の修士論文として、2006年度の調査結果は、北海道大学大学院環境起学研究所修士課程の佐藤剛氏、小笠原聡氏の修士論文としてまとめられている。これらの結果の一部については、当会の代表代行の小野有五氏が出版予定の本としてまとめている(村上ほか 出版予定)。

## 2) サンプルダム建設予定地のサクラマス産卵床調査

「天塩川水系サンプルダム建設事業環境影響評価書」(1995年)では、ダム湛水予定域のサクラマス産卵床数について「平成14・15年について分析すると、湛水やダム堤体によって影響を受ける産卵床の数は、サンプル川流域全体の産卵床の数の1~4%であると推定されることから、影響は小さいと予測される」と記載されている。この値の科学的根拠を得るため、地元市民団体の協力を得て、2006年度にダム湛水予定域のサクラマス産卵床調査を行った(写真2)。その結果、開発局の観察数をはるかに上回る産卵床が観察されたことから、環境影響評価の見直し・検討の必要性が示唆された(表1)。この結果は速報として12月11日にプレスリリースされ、同時に天塩川水系流域委員会に意見書として提出された(天塩川の自然を考える会 2006)。

### (2) 情報開示請求資料の解析：魚道遡上・降下調査のデータ検証

サンプルダム建設で影響を与えられると考えられる漁業対象種であるサクラマスについて、北海道開発局は、ダムに魚道を備えることから、個体群の存続に問題はないと述べている。そこで既存ダムに併設されている魚道のサクラマスの遡上・降下の効果を検証するため、北海道開発局および北海道庁に情

報開示請求を行い、二風谷ダム、様似ダム、美利河ダムなどで行われている魚道遡上調査結果、また、サンプルダム建設予定区域で行われている魚類調査資料を入手し、詳細な検証を行った。

しかし、収集した資料を見る限り既設ダムに併設された魚道では、魚道を利用している魚種などの定性的な調査は毎年行われているものの、回遊魚の全遡上(降下)匹数や遡上・降下阻害の影響が推定可能な定量的な調査はほとんど行われていない。特にサクラマス親魚の遡上阻害については、定量的な評価が可能な調査は、平成18年度より二風谷ダムで開始されているテレメトリーを用いた調査のみであった。これらのデータを見る限りでは、既設ダムの魚道ではサクラマス親魚の遡上阻害とスモルトの降下阻害の影響が未だ大きいと考えられた(程木ほか 出版予定)。

なお、情報開示請求により開示した資料は以下のとおりである。

北海道栽培漁業振興公社(1997)：平成8年度二風谷ダム魚類調査検討資料作成業務報告書。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(1997)：平成9年度沙流川総合開発事業の内二風谷ダム魚道遡上降下魚調査検討業務報告書。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(1998~2006)：二風谷ダム直轄堰堤維持の内魚道遡上降下魚検討業務報告書(平成10~17年度)。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2007)：二風谷ダム魚道遡上降下魚調査検討業務報告書(平成18年度)。

表1 ダムサイト建設予定地から五穀橋までに確認された産卵床数の経年変化

調査区間	北海道開発局の調査							本調査
	平成12年	平成13年	平成14年	平成15年	平成16年	平成17年	平均	平成18年
常時満水予定域	0	0	27	48	50	18	24	<b>206</b>
常時満水予定域から五穀橋	6	0	42	35	58	43	31	<b>156</b>
調査全区間	76	24	226	231	475	297(1,316)	-	-

北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2000)：沙流川総合開発事業の内沙流川魚場環境調査委託業務報告書(平成11年度)。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2001)：沙流川総合開発事業の内沙流川魚場検討委託業務報告書(平成12年度)。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2002～2007)：沙流川総合開発事業の内沙流川流域外魚類生息調査業務報告書(平成13～18年度)。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2001～2007)：天塩川サンルダム建設事業の内魚類生息調査検討業務報告書。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2001～2005)：平成12～16年度様似ダム魚道追跡調査業務報告書。北海道庁。

北開水工コンサルタント(2001)：平成13年度 名寄川産卵適地箇所調査報告書。北海道開発局。

北開水工コンサルタント(2004) 平成15年度 名寄川産卵床調査。北海道開発局。

北開水工コンサルタント(2005)：平成16年度 名寄川産卵床観測調査。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2001, 2002)：平成12, 13年度天塩川上流魚類生息調査報告書。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2005, 2006)：平成16, 17年度天塩川サンルダム建設事業の内魚類生息調査検討業務報告書。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2006)：平成17年度美利河ダム直轄堰堤維持の内水産環境影響調査業務報告書第28報(魚類生態・総合取りまとめ編)。北海道開発局。

北海道栽培漁業振興公社(2007)：平成18年度水産環境調査業務報告書第29報(魚類生態・総合取りまとめ編)。北海道開発局。

### (3) 講演活動

プロ・ナトゥーラ・ファンドの助成によって行われた調査及び情報開示請求のデータ解析をもとに、地元市民の要請により、2007年4月に札幌(札幌市・北海道大学)と名寄(名寄・公民館)の2箇所での講演会を行った。

2007年4月14日土曜日「サンルダム問題を考える」  
於：札幌市・北海道大学

出席者：約120名

2007年4月15日日曜日「天塩川の河川環境を考える」  
於：名寄市・名寄市民文化センター

出席者：約40名

### 3. 今後の取り組み

助成期間中の我々の調査・解析結果については、プレスリリース、意見書、講演会を通して一般市民や関係者に必要に応じて明らかにしてきた。また現在、共同研究者である小野有五氏が編者となり、これらの成果を一般啓蒙書として発刊する予定である。

天塩川水系流域委員会は、2006年12月で閉会した。2007年10月には、天塩川水系河川整備計画書が提出され、11月に天塩川魚類生息環境保全に関する専門家会議(仮称)が設置された。しかし、サンルダム建設を前提とした委員会となっていること、天塩川流域委員会の委員が全く入っていないなどの問題も指摘されている(北海道新聞 2007)。このようにサンルダム建設については、依然として計画自体が進行しており、予断を許さない状況である。現在、地元の市民団体(下川の自然を考える会など)及び北海道自然保護協会が中心となり、開発局への意見書提出などを積極的に行っている。今後も地元市民団体と連携をとり活動を行ってゆくと共に、これまで得られた調査結果をもとにサンルダム建設による環境影響の評価を進めてゆく。

### 引用文献

岩館知寛・程木義邦・大林夏湖・村上哲生・小野有五。2007。天塩川水系岩尾内ダム直下流域におけるヒゲナガカワトビケラ(*Stenopsyche marmorata* Navas)の優占。陸水学雑誌, 68:41-49。

程木義邦・大林夏湖・宮田修。(出版予定)。サンルダムによるサクラマスへの影響を考える。サンル川！ 未来に残したい北海道の川No.1(小野有五編著)(仮題)。柏艸舎。

北海道新聞(上川版)。2007。際立つ「ダムありき」天塩川整備計画・魚類専門家会議。2007年11月15日。北海道新聞社。

村上哲生・程木義邦・大林夏湖・小笠原聡・佐藤剛・  
岩館知寛・小野有五。(出版予定). ダムは環境に  
どんな影響を与えるか. サンプル川! 未来に残し  
たい北海道の川No.1 (小野有五編著) (仮題). 柏  
籐舎.

天塩川の自然を考える会. 2006. サクラマス産卵床  
調査の速報 (2006年12月11日 記者発表資料).

Our aim is to investigate the effects of a Sanru dam construction on water quality and aquatic organisms in tributary Sanru at Teshio River, Hokkaido. The results of water quality analysis upstream and downstream of a Iwaonai Dam located in the upper reach of the Teshio River revealed the increase in turbidity of the downstream river water due to the release of a dam water. Furthermore, the result of egg bed counting in Cherry salmon at Sanru River, more than two or three times of the egg beds which was previously reported were produced by adult Cherry Salmons during September to October, 2006. Thus, the total loss percentages of egg beds in Cherry Salmon by the Sanru dam construction may be underestimated in a current environmental assessment book. We also examined the fish road efficiency in various dams. At a present time, it may be too hard to go to the upstream of a dam or down to the downstream through the dam in Cherry Salmon. Therefore, it is suggested that re-evaluation of a current environmental assessment book of Teshio water system is needed.



写真1 天塩川水系岩尾内ダムおよびサンル川での水質・水生昆虫調査風景



写真2 2006年9月～10月 サクラマス産卵床調査風景

## Distribution of Large- and medium-sized Mammals in Sumatra Island, Indonesia

Amsir Bakar, Rizaldi, Santi N. Kamilah and Kunio Watanabe

### INTRODUCTION

Habitat degradation is rapidly increasing in Sumatra, which seriously threatening tropical biodiversity and may cause some local extinction of many mammal species. In many tropic countries including Indonesia, even the first step information on the distribution of large- and medium-sized mammals is not provided yet. Such information is usually limited on some reserved areas and/or specific localities; for example, many references introduce basic information on the distribution of each species only by the landmass of large islands such as Sumatra, Kalimantan, Java and etcs (e.g., Colbet & Hill 1992, Noerdjito & Maryanto 2001, Payne & Francis 1998, Suyanto et al. 1998). The relationship with human activities and/or the detailed distribution pattern of the subject species in those islands are very obscure. The realistic information on the historical changes on those species' distribution is very poor. The information how wide and large populations are currently present on those islands are known insufficiently excluding some specific species. Undoubtedly, such information is essential for conservation of the species. The large- and medium-sized mammal species, further, are often key or umbrella species in the relevant ecosystem and their presence is extremely important for considering conservation of tropical biodiversity.

We surveyed current distributions of 26 large- and medium-sized mammal species in three provinces of Sumatra; that is, West Sumatra, Riau and Jambi Provinces. The West Sumatra Province has been developed from the earlier historical time, while in the other two provinces economical developments were being done very rapidly recently. Especially in the Riau Province habitat destructions accompanied with large scaled plantations are being done at anywhere during these one or two decades. Therefore, the now is a time that we should make notice about the changing nature of Sumatra and remain the historical records of living species in the area. The detailed information on those species could help us to establish better way for their conservation.

This study aims to delineate present distribution and population status of 26 large- and medium-sized mammal species living in Sumatra concerning with geographical and floral differences as well as habitat degradation and human-animal relationships. The subject 26 species includes 8 primates, 7 carnivore, elephants, 5 ungulates, tapir, porcupines, flying lemur, pangolin and otter. The present status of those mammal species would be described with factors affecting their distribution. The study will be extended to analyze the historical change of distribution and possible factors to influence on those, especially on elephants and tigers.

### METHOD

Field survey was conducted in 2003, 2004 and 2005 in West Sumatra (36,218km<sup>2</sup>, population=4.18million in 2000, excluding offshore islands), and in 2006 in Riau (94,562km<sup>2</sup>, population=1.8million in 2005) and Jambi (53,436km<sup>2</sup>, population=2.41million in 2000) provinces. Data on the distribution of large- and medium-sized mammal species were collected by direct interviewing to the local inhabitants approximately at every 5km distances in West Sumatra and at

every 10km distances in the other two provinces traveling along the main roads and its tributaries by a car. The number of locations where interview was made is 550 in total; 270 in West Sumatra, 160 in Riau and 120 in Jambi Provinces. Each location was confirmed using GPS information and recorded on the map.

Direct interview was made to the local inhabitants, preferably old men (18years of age or more), long-lived residents at the relevant location (more than 3years), and workers in the nearby forests (hunters, farmers, loggers). For avoiding misunderstandings by personal differences of their experiences, exaggeration, and malicious deception interview was repeated at two or more places at any locations. We prepared photographs and/or drawings of subject species to indicate and, if need, their sounds or videotapes were shown for them. The questionnaires include 1) presence or absence of each species, 2) last encounter (especially on tiger and elephant), 3) land use and its change, 4) relationships between human beings and subject species (damage on crops, threat on peoples, hunting pressure, animal trading, etc). In some appropriate locations, further, we carried out direct observation on those species and investigated the pet owners or ornaments from animals.

## RESULT

The present distribution of 26mammal species (Tab. 1) was analyzed in the separate sheets by each province (the map of surveyed route is shown in Fig. 1). We got no information on Sumatran Rhinoceros and guess the species was extinct in the earlier day in the area.

The distribution pattern of each species was varied by their nature and surrounding conditions which might influence on their lives. Generally, the distribution of those mammal species was very likely to become smaller due to the habitat

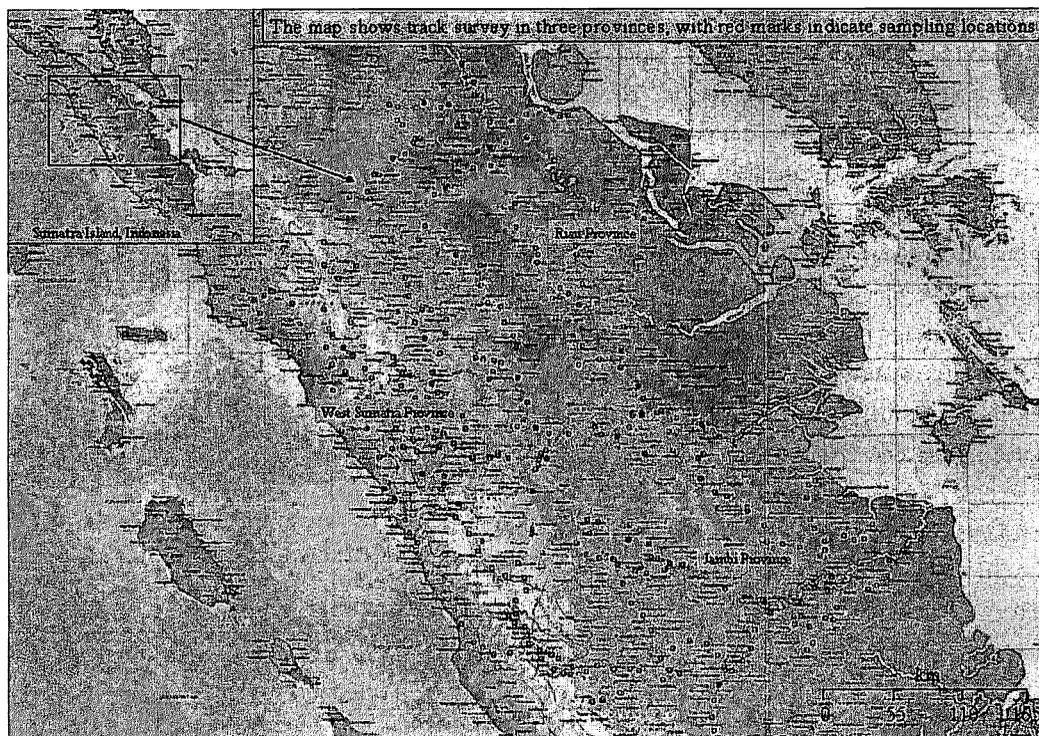


Figure 1 The map of survey route

Each spot indicate the location where direct interview was carried out.

Table 1 The list of mammals species surveyed

No	Species	English Name	Local Name
1	<i>Nicticebus coucang</i>	Slow loris	Kukang
2	<i>Macaca fascicularis</i>	Long-tailed macaque	Monyet
3	<i>M. nemestrina</i>	Pig-tailed macaque	Beruk
4	<i>Presbytis melalophos</i>	Mitered leaf monkey	Simpai
5	<i>P. femoralis</i>	Banded Leaf Monkey	Nokah
6	<i>P. cristata</i>	Silvered langur	Cingkuak
7	<i>Hylobates agilis</i>	Agile gibbon	Ungko
8	<i>H. syndactylus</i>	Siamang	Siamang
9	<i>Sus scrofa</i>	Wild Pig	Babi
10	<i>Cervus unicolor</i>	Sambar deer	Rusa
11	<i>Muntiacus muntjac</i>	Common barking deer	Kijang
12	<i>Tragulus napu</i>	Mouse-deer	Kancil
13	<i>Capricornis sumatraensis</i>	Mountain goat	Kambing hutan
14	<i>Panthera tigris</i>	Sumatran Tiger	Harimau
15	<i>Felis bengalensis</i>	Asian golden cat	Kucing hutan
16	<i>Neofelis nebulosa</i>	Clouded leopard	Harimau dahan
17	<i>Helarctos malayanus</i>	Sun bears	Beruang madu
18	<i>Paradoxurus hermaphroditus</i>	Common palm civet	Musang
19	<i>Arctictis binturong</i>	Bearcat	Bintorong
20	<i>Mustela nudipes</i>	Malay weasel	Muntira
21	<i>Lutra lutra</i>	Otter	Berang-berang
22	<i>Cynocephalus variegatus</i>	Flying lemur	Kubung
23	<i>Manis javanica</i>	Pangolin	Tenggiling
24	<i>Hystrix brachyura</i>	Common porcupine	Landak
25	<i>Tapirus indicus</i>	Malayan tapir	Tapir
26	<i>Elephas maximus</i>	Elephants	Gajah

destructions. The data, however, indicates that many species still keep wide distributions in the area. It can be natural since we searched for information only on the presence of subject species in the relevant area where some scattered forests remained and even a very small population could be counted as “presence.” Anyway, the distribution of some species (e.g. elephant, tiger, leopard, gibbon, siamang, deer, bear, tapir, flying lemur) were small and scattered, while some species (e.g. wild boar, crab-eating monkey, common palm civet, otter) still kept wide distributions well in the altered habitats by human beings. Land use trend and habitat disturbance may influence on each species in different ways. However, it was apparent that clearance of the forest cover for establishing the cultivated field and/or human settlement had the serious effects on most species’ distributions and some local extinction might occur in such areas recently.

The relationships between land use types and species’ distribution are shown in Table 2. Further, the relationship between vegetation types and species’ distribution was shown in Table 3. It is interesting that most of land use and vegetation types still foster many species. However, we should examine carefully more in detail on those distributions since it is very possible those distributions indicate only the remnant population of the species in the area decreased rapidly within these few decades. Further, the distribution pattern does not suggest anything on the changes of their population densities. The populations of widely distributed species like wild boar, long-tailed macaque, palm civet and otter, however, can be expected sustainable when the present condition or present degree of habitat alteration will be kept. Besides, it is apparent that the most endangered species is elephant and then Sumatran tiger.

table 2 The relationships between species' distribution and land use (West Sumatra, Riau, Jambi)

No	Local Name	English name	Abandoned (n=10)	Deforest (n=39)	For & Trad (n=168)	Forest (n=32)	Plant & For (n=17)	Plant & Trad (n=42)	Plantation (n=60)	Swamp forest (n=12)	Traditional (n=170)	Total (N=550)
1	Pukang	Slow loris	2	22	138	27	11	21	16	3	95	335
2	Monyet	Long-tailed macaque	3	34	157	30	15	34	38	11	149	471
3	Beruk	Pig-tailed macaque	2	32	159	31	17	32	29	9	92	403
4	Simpai	Mitered leaf monkey	3	20	125	27	4	21	24	1	94	319
5	Nokah	Banded Leaf Monkey		9	30	5	10	10	10	4	22	100
6	Cingkuak	Silvered langur	2	19	72	8	9	23	16	4	76	229
7	Ungko	Agile gibbon		24	106	23	14	23	17	6	53	266
8	Siamang	Siamang		15	128	31	5	8	8	2	27	224
9	Babi	Wild Pig	10	37	168	32	17	42	57	12	160	535
10	Rusa	Sambar deer	1	22	131	28	11	25	20	5	63	306
11	Kijang	Common barking deer	3	22	147	31	12	22	21	2	84	344
12	Kancil	Mouse-deer		25	110	28	12	21	18	5	68	287
13	Kambing	Mountain goat		1	49	20		1			8	79
14	Harimau	Sumatran Tiger		15	88	28	6	9	4	7	13	170
15	Har buluah	Asian golden cat	6	31	130	28	16	28	39	7	109	394
16	Har dahan	Clouded leopard		14	91	19	8	15	5	4	51	207
17	Beruag	Sun bears	3	26	135	29	13	23	13	6	72	320
18	Musang	Common palm civet	10	38	164	31	16	42	58	10	165	534
19	Binturong	Bearcat		14	94	25	5	10	4	1	63	216
20	Muntira	Malay weasel	4	26	121	22	11	21	21	1	93	320
21	Berang2	Otter	9	32	158	30	16	38	42	10	158	493
22	Kubuang	Flying lemur		12	98	21	12	15	11	3	57	229
23	Trenggiling	Pangolin	7	32	146	29	14	32	41	8	131	440
24	Landak	Common porcupine	8	30	154	29	15	32	34	6	123	431
25	Tapir	Malayan tapir	2	17	109	28	8	18	5	1	45	233
26	Gajah	Elephants		5	12	2	3	3	2			27

Land Status

Abandoned (unfertil, no cultivation after clearing, usually dominated by bushes)  
 Deforest (forest extracted from logs)  
 For & Trad (Forest form adjacent to traditional land use)  
 Forest (Forest reserve)  
 Plant & For (Plantation adjacent to forest form)  
 Plant & Trad (Plantation adjacent to traditional landuse)  
 Plantation (large scale of monocultur plant)  
 Swamp forest (temporary floated)  
 Traditional (traditional landuse)

Table 3 The relationship between species' distribution and vegetation types

No	Vegetation	English name	1 (n=55)	2 (n=182)	3 (n=168)	4 (n=18)	1 & 2 (n=22)	2 & 3 (n=64)	3 & 4 (n=41)	Total (N=550)
1	Pukang	Slow loris	9	87	134	18	7	46	34	335
2	Monyet	Long-tailed macaque	26	154	160	18	16	60	37	471
3	Beruk	Pig-tailed macaque	15	113	158	17	6	53	41	403
4	Simpai	Mitered leaf monkey	12	84	105	14	8	58	38	319
5	Nokah	Banded Leaf Monkey	9	38	44	4		2	3	100
6	Cingkuak	Silvered langur	12	83	99	4		19	12	229
7	Ungko	Agile gibbon	7	62	124	15	2	31	25	266
8	Siamang	Siamang	2	28	85	18	6	46	39	224
9	Babi	Wild Pig	48	178	168	18	18	64	41	535
10	Rusa	Sambar deer	9	65	139	14	3	42	34	306
11	Kijang	Common barking deer	11	73	145	18	4	54	39	344
12	Kancil	Mouse-deer	6	74	130	17		32	28	287
13	Kambing	Mountain goat		4	27	11		11	26	79
14	Harimau	Sumatran Tiger	1	24	81	17	1	16	30	170
15	Har buluah	Asian golden cat	33	113	139	16	7	49	37	394
16	Har dahan	Clouded leopard	1	38	105	15		21	27	207
17	Beruag	Sun bears	6	81	133	18	4	42	36	320
18	Musang	Common palm civet	53	174	166	18	21	61	41	534
19	Binturong	Bearcat	3	44	86	16	2	36	29	216
20	Muntira	Malay weasel	16	88	122	16	5	44	29	320
21	Berang2	Otter	36	162	158	18	18	60	41	493
22	Kubuang	Flying lemur	3	59	111	12		18	26	229
23	Trenggiling	Pangolin	35	134	154	16	11	54	36	440
24	Landak	Common porcupine	22	131	156	17	7	59	39	431
25	Tapir	Malayan tapir	3	32	111	15	2	33	37	233
26	Gajah	Elephants	2	6	16	1		2		27

Vegetation type

- 1 Clearing, bush or monocultur vegetation
- 2 Bush with scattered trees
- 3 Secondary forest with gaps or forest form mixed with cultivated plant
- 4 Forest form with interconnected canopy

The brief description on each species' distribution is as follows;

(1) Elephant (*Elephas maximus*)

The present distribution of elephants was confirmed only in 27 locations within three provinces (5% of all locations surveyed). This species now can be seen in Riau and only adjacent small areas in West Sumatra, and disappeared from Jambi within these several years. After 1980, its distribution shrank away to only 31% (Table 4). The reason of very rapidly decreasing distribution could be that the main habitat of elephants is lowland plains and those areas have been altered recently for large-scaled plantations. The areas of Riau and Jambi Provinces were covered widely by the secondary forests until around 1980. The lowland forests were kept relatively untouched because the area could not be utilized for agriculture without irrigation with a use of heavy machinery. Now, we found many large-scaled plantations of oil palms and acacia trees in the lowlands. A lot of trucks transported the products without interruption in the area. Presumably, the most altered habitat within these one or two decades was the lowland plains where elephants live. The extant population of elephants is likely to travel around some scattered forest patches and, when they entered to the cultivated fields, they were being chased off or killed at anywhere. Undoubtedly, each group of elephants needs a wide range and so, their population can be decreased more unless the present condition could be improved.

Table 4 The successive changes of elephant distributions

Locations where elephant disappeared in Jambi (Survey Aug-Sept2006)							
The year of the possible last record of elephant							Currently exist
1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2006
J117	J039	J023 J038	J017 J018 J020 J021 J024 J047 J051 J053 J055 J059 J082 J087 J089	J019 J022 J086 J090 J100	J007 J046 J084 J085	J026	
#1	1	2	13	5	4	1	0
#2	26	25	24	22	9	5	1

Location where elephant disappeared in Riau			
The year of disappearance			Currently exist
1980	1990	2000	2006
R001	R002	R015	R050
R005	R003	R016	R051
R021	R004	R070	R052
R026	R007	R072	R068
R029	R014	R088	R069
R030	R042	R089	R073
R039	R045	R094	R079
R041	R057	R095	R080
R047	R066	R096	R085
R048	R086	R098	R087
R053	R092	R099	R091
R062	R124	R107	R097
R127	R126	R114	R100
R128	R151	R123	R101
R129		R149	R103
R146		R155	R104
R147		R158	R105
			R106
			R116
			R117
			R153
			R156
#1	17	14	17
#2	70	53	39
			22

Note: Location number was indicated under the year of final records:  
 #1: The number of locations where elephant disappeared.  
 #2: The cummulative number of locations where elephant was present

## (2) Tiger (*Panthera tigris sumatraensis*)

It looks like that the distribution of tiger is still wide when comparing with elephants since their presence was confirmed at 31% of all locations surveyed. However, their distribution was also being decreased recently (Table 5). About 50 years ago tiger could be found in the most areas and their distribution decreased much around 1970s to 1980s. The present distribution of tiger is characterized by the widely scattered but not concentrated patches. It may indicate the nature of tigers that each individual have a wide range and move quickly. The big population of wild boars (tigers possibly depend on them for their foods) may assure their lives in the area. Peoples may kill tigers at anytime when tigers appeared near to the villages. The nocturnal activity and quick movement of tigers may conceal their presence and real situation of them. It is noteworthy that each individual tiger may need about a 20km<sup>2</sup> range and the habitat of them is now being largely altered. It is unknown how many individuals of tiger are there, but presumably it can not be so large. Their presence always attract remarkable attention of human beings and so, it is very possible that the wide distribution of tigers is somewhat exaggerated by such a conspicuousness of species.

## (3) Primates

### 1) Siamang (*Hylobates syndactylus*)

The population of siamang was found mostly in the highland, especially along the Barisan Mountains although a few populations were known existing near coastline of West Sumatra. They exist usually in the steep slopes of the mountain not suitable for plantation. The species was located at 41% of the area surveyed.

### 2) Ungko; agile gibbon (*Hylobates agilis*)

The species distribute widely in the area (48% of the locations). Fur coloration varies from brown, dark brown to black but local difference was not recognized. In some locations they live sympatric with siamang. Ungko needs forests with interconnected canopy and this species as well as siamang did not occur without forests. They were often found in the forest patches where only a few individuals could survive and isolated far from the other. This species are more common in the lowland forests than siamang. Scattered population in small fragmented habitats might not be able to grow and anyhow disappear in the near future.

### 3) Beruk; pig tail macaque (*Macaca nemestrina*)

Population of pig-tailed macaques foraged close to human villages especially near traditional cultivate fields. Their night sleeping sites, however, are usually in the forest. They are very sensitive to the presence of human beings and soon escaped when they encountered. Local inhabitants often complained this macaque as a pest because they often raid many kinds of fruit and vegetables. Such problem occurred often at the crop fields close to the forests. Sometimes they were trapped or poisoned. Pet and animal trades were occasionally found. Forest clearance and large-scaled plantation undoubtedly influenced on their distribution and population density, but their distribution is still wide (73% of the locations).

### 4) Monyet; long tail macaque (*Macaca fascicularis*)

This species is very common in the area (reported at 86% of the locations surveyed). Population spreads widely from coastline to mountains. Riverbank, traditional land use and mixed forest with agricultural plants were favorable habitats of them. Logging and forest disturbance might not severely threaten their population. People recognize this species very easily because they live near to the human settlements. Crop raiding was reported in many places. This species seems to be able to adapt well to the man-made environments.

### 5) Cingkuak; silver leaf monkey (*Presbytis cristata*)

The species mostly distribute in the lowland forests along the riversides and does not occur in the highlands (42% of

Table 5 The successive changes of tiger distribution

West Sumatra											
Number of locations where tiger disappeared in Sumbar								Currently exist			
1950	1960	1970	1980	1990	2000			2004			
49	34	7	3	4	31	1	74	151	227		
52	50	11	6	13	67	2	75	153	229		
55	60	14	35	17	182	5	76	154	231		
90	61	15	36	24	235	12	77	159	232		
115	85	20	38	25	236	16	81	160	233		
127	86	23	44	26	260	18	82	161	234		
138	89	28	48	27	261	19	83	162	245		
214	94	30	62	46		21	87	163	246		
	114	37	68	47		22	102	167	248		
	121	42	84	65		29	104	172	249		
	122	51	93	135		32	105	173	250		
	125	53	95	169		33	106	174	253		
	129	54	117	185		39	109	177	254		
	130	88	140	200		40	110	178	255		
	133	92	170	240		41	111	179	258		
	207	96	176	259		43	112	180	267		
	215	98	190			45	124	186	268		
	228	119	196			56	141	188	269		
	264	123	219			57	142	189			
		131	237			58	143	199			
		152	238			59	144	202			
		165	257			63	145	203			
		222				64	146	205			
		226				66	147	206			
		230				69	148	210			
		247				70	149	218			
		256				72	150	223			
#1	8	19	27	22	16	7					
#2	188	190	171	144	122	106	99				

Location where tiger disappeared in Riau

The year of disappearance					Currently exist	
1960	1970	1980	1990	2000	2006	
R011	R040	R005	R014	R023	R003	
R057	R050	R015	R039	R035	R004	
R076	R054	R025	R044	R036	R017	
R110	R059	R042	R045	R051	R021	
R111	R093	R053	R052	R074	R022	
R129	R094	R055	R061	R087	R027	
R130	R100	R062	R064	R117	R028	
R132	R112	R070	R066	R120	R029	
R137	R122	R071	R072	R139	R033	
R148	R133	R073	R082		R046	
R154	R135	R077	R085		R047	
R155	R138	R088	R086		R048	
	R142	R089	R114		R060	
	R143	R090	R118		R068	
	R152	R091	R119		R069	
	R153	R092	R124		R078	
	R157	R095	R126		R080	
		R116	R149		R081	
		R128	R159		R083	
		R134			R084	
		R136			R096	
		R144			R097	
		R147			R098	
		R160			R099	
					R101	
					R103	
					R104	
					R105	
					R106	
					R108	
					R109	
					R110	
					R113	
					R121	
					R123	
					R131	
					R145	
					R146	
					R150	
					R151	
					R156	
					R158	
#1	12	17	24	19	9	
#2	128	111	94	70	61	42

Number of locations where tiger disappeared in Jambi (Suvey August-Sept 2006)

The year of possible last record of tiger							Currently exist	
1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2006	
J096		J021	J010	J001	J026		J027	
		J029	J012	J002	J055		J046	
		J033	J013	J004	J110		J047	
		J052	J030	J005			J053	
		J079	J035	J006			J054	
		J084	J038	J011			J058	
		J087	J039	J014			J066	
			J044	J018			J070	
			J059	J023			J071	
			J069	J034			J076	
			J080	J049			J078	
			J081	J061			J085	
			J083	J068			J089	
			J086	J072			J090	
			J086	J075			J091	
			J092	J082			J097	
			J112	J107			J099	
			J114	J109			J100	
				J115			J102	
							J103	
							J104	
							J105	
							J106	
							J113	
							J117	
							J118	
							J119	
							J120	
#1	1	0	7	18	19	3	0	28
#2	76	75	75	68	50	31	28	28

Note: Location number was indicated under the year of final records:

#1: The number of locations where tiger disappeared.

#2: The cummulative number of locations where tiger was present

the locations). It is likely that they still occur in their original habitats even though their population became small. However, the detailed analysis was not yet done.

6) Simpai; (*Presbytis melalophos*)

This species includes several local variations and still widely distributed (58%), but does not occur in the area where nokah distribute (allopatric species). This species live in the natural forests but also well adapted in the mix forests with cultivated plants. Dense population of them was usually found in the traditional land use including rubber plantations.

7) Nokah; (*Presbytis femoralis*)

The species distribute in the area between Kampar and Indragiri Rivers and to the east of Barisan Mountains. Together with simpai, the species can be seen widely in their original range.

8) Kukang; slow loris (*Nycticebus coucang*)

Slow loris is a nocturnal primate species and distributed widely (61% of the locations). Forests and traditional land use are favorable habitats for slow loris.

(4) Ungulates

1) Babi; wild boar (*Sus scrofa*)

Wild boar was found in the most areas (97% of the locations). Forest destruction and human habituation per se might not threaten their population. It is possible that the population increased in the newly established habitats. Traditional hunting being done by human beings does not threat the boar population. More than 80% of peoples in this area don't consume pork because of religious restriction. Conflict between wild boar and farmers has reported from many areas.

2) Rusa; Sambar deer (*Cervus unicolor*)

Sambar deer was reported in about half of all locations (54%). They could adapt well to the newly established habitats such as palm oil plantations which usually provide grasses or herbs for their foods, and forest gaps may create grazing spots. Traditional hunting and trapping occurred at almost all area surveyed because deer meat is favorable for local peoples. The meat of deer was being sold on the market at some places. Antler and skin were also used as decorations and ornaments. Crop damage by deer also reported in some areas. Usually deer make damage on vegetable and seedling or sapling of rubber. Comparing with wild boars the distribution of sambar deer was rare around the villages and/or areas disturbed by human beings.

3) Kijang; Barking deer (*Muntiacus muntjac*)

Kijang was reported in 63% of all locations surveyed. The species live in the forests remaining in the area.

4) Kancil; Mouse deer (*Tragulus spp.*)

Mouse deer was found almost half of the locations surveyed (52%). They may include two different species; Greater Malay mouse deer (*T. napu*) and Lesser Malay mouse deer (*T. javanicus*). It was difficult to discriminate these two species in the field and no effort to allocate them was done. Together with kijangs, the distribution patterns were similar with that of sambar deer.

5) Kambing hutan; mountain goat (*Capricornis sumatraensis*)

This species distribute only in the mountainous areas of Barisan Mountains. The small number of location distributed (14%) is the reflection of such a species' nature but not indicates the decreasing habitats. The mountainous areas in the area seem to be maintained relatively untouched because of very steep land physiognomy, which may secure the survival of this species.

6) Tapir; Malayan tapir (*Tapirus indicus*)

Tapirs were reported at 42% of all locations surveyed. This species might have occurred in the wider areas through mountainous areas to lowlands in the former times, but it is possible that their distribution is being decreased especially in the area where habitat destructions were done seriously.

(5) Carnivores

1) Harimau dahan; clouded leopard (*Neofelis nebulosa*)

Clouded leopards were reported at 38% of all locations surveyed. It was unknown whether the information involved those on sympatric Marbled cats (*Parodofelis marmorata*) or not. The distribution pattern is resemble to that of tigers but somewhat larger. The reported locations were less than tiger in the forests (Table 2), but it might reflect the habits of this species to conceal themselves in the forest. On the other hand, tiger could cause boisterous uproars of local inhabitants at any time when they were detected.

2) Kucing hutan; leopard cat (*Felis bengalensis*)

This species were found in the most areas (72%). We found some specimens killed by traffic accidents even in the center of large oil palm plantations. There are some other wild cat species, but their coat color is very distinctive and easily detectable. We are, thus, convinced that Leopard cats have wide distribution and they might be able to survive in the newly established circumstances.

3) Beruang madu; Sun bear (*Helarctos malayanus*)

Sun bears were reported in 58% of all locations surveyed. The distribution of this species is wider than tigers or clouded leopards but smaller than leopard cats or palm civets. It is especially true in the habitats where forest cover was disturbed, which indicates the species also need forests for survive.

4) Musang; common palm civet (*Paradoxurus hermaphroditus*)

Common palm civets were found at any sites (97%). Several other species of civets distribute in the same areas. Their external coat color of the species is very distinctive, but it might be inevitable that information on some other species intermingle with in some areas. However, this species were often found in the homes of local inhabitants and have wide adaptability to the man-made environments.

5) Binturong; bearcat (*Artictis binturong*)

Bearcats were found at 39% of all locations surveyed. Bearcat might depend on the forest habitats when comparing with other Mustelidae species.

6) Muntira; Malay weasel (*Mustela nudipes*)

Malay weasels were reported at 58% of all locations surveyed. The body of this species is blight orange that can not be seen in the other sympatric martens, badgers and civets. So, the information on the species could be correct.

7) Berang-berang; otter (*Lutra sp.*)

Otters were reported widely (90% of the locations). They might include some other species (e.g., hairy-nosed otter, *Lutra sumatrana*), but they were not discriminated in the field. Anyway, otters live at any places along the river tributaries at present.

8) Kubung; flying lemur (*Cynocephalus variegatus*)

Flying lemurs were reported at 42% of the locations surveyed. The distribution of the species limited to the forest habitats and even in the forests they were not reported in some areas.

9) Tenggiling; Pangolin (*Manis javanica*)

Pangolins were found in all habitat types and at any places (80% of all locations surveyed). This species could survive well in the newly-established habitats.

10) Landak; Porcupine (*Hystrix spp.*)

Porcupines may involve two species; *H. sumatrana* and *H. brachyura*, but no discrimination was done in our survey. Porcupines were found at 78% of the locations surveyed and so, they may still have a wide distribution.

## CONCLUSION

It was very conspicuous that distribution of many species has been decreased with enlargements of large-scaled plantation of oil-palm or acacia trees, especially which is being done in the Riau Province. This survey only concerned with the distribution of the species and no data on the population or density of those species is available. It was strongly suspected that, at present, only the small population of many species remained in the isolated and scattered forests within the large-scaled plantations although they were found still in the wide areas. We are convinced that the variety of mammal species in the transformed areas could be decreased by the time passed by.

In the West Sumatra Province, many species still distribute. It may be the result that the steep slopes of Barisan mountains run in the center of province and civilization in the area occurred from the ancient times and the room for large-scaled plantation was not so large. For instance, however, it is known that huge number of agile gibbons (8 groups/km<sup>2</sup>) live in the reserve forest adjacent to the Andaras University, Padang (usually 3 group/ km<sup>2</sup>). We should carefully study about what occurred in fauna of the area too.

The economical development in the Jambi Province was done a little bit earlier than Riau Province. It may reflect to the differences between these two provinces and, as elephant disappeared from Jambi, the results is suggestive for the future in the Riau Province.

Elephant is now especially in the dangerous state when considering their survival in the area. It depends on their ecological needs for wide lowland forest habitats. As far as the large-scaled plantation will be continued, elephant can vanish out in the area.

## REFERENCES

- Corbet G.B., Hill J.E. 1992. The Mammals of the IndoMalayan Region: A Systematic Review, Oxford University Press.
- Noerdjito M., Maryanto I. 2001. Jenis Jenis Hayati yang Dilindungi Perundang-undangan Indonesia. LIPI, The Nature Conservancy, USAID (eds).
- Payne J., Francis C.M. 1998. A Field Guide to the Mammals of Borneo. The Sabah Society.
- Suyanto A., Yoneda M., Maryanto I., Maharadatunkamsi, Sugarjito, J. 1998. Checklist of The Mammals of Indonesia: Scientific Name and Distribution Area Table in Indonesia Including CITES, IUCN and Indonesian Category for Conservation. Publication by LIPI and JICA.

## 要約

# スマトラ島における現生中大型哺乳類の分布現状および その歴史的変遷に関する調査研究

アムシル・バカル、リザルディ、サンティ・N・カミラ

スマトラ島中部西スマトラ州、リアウ州、ジャンピ州において、8種の霊長類、トラ、ゾウ、イノシシ、サンバージカ、ホエジカ、マメジカ、ベンガルヤマネコ、マレーグマ、ビントロン、ジャコウネコ、タピル、ヤマアラシ、センザンコウ、マレーイタチ、カワウソ、ヒョケザル、カモシカ、ウンピョウの計26種中大型哺乳類について、現在の分布状況に関する聞き取り調査を行った。聞き取り内容は、1) 各種の生息有無、2) 最後の観察年(特にゾウとトラ)、3) 土地の利用形態とその変化、4) 人間との関係(獣害や狩猟圧等)であり、聞き取りの不正確さを防ぐため、土地に長く住んでいる年輩で、できるだけ近隣の森近くで働いている人を優先し、かつ各地点複数回の聞き取りを原則とした。また動物写真や録音した音声なども必要に応じて回答者に示した。聞き取り地点は西スマトラ州270地点、リアウ州160地点、ジャンピ州120地点である。西スマトラ州は、スマトラ島を縦断するバリサン山脈にそって古くから開けていた。一方、リアウ州はかつて低湿地林が優先していたが、ここ20年ほどの間に大規模な開発が進められたところである。調査の結果、1) スマ

トラサイについては全く情報がなく、この地域にはすでに棲んでいないと思われること、2) トラとゾウの分布はこの30年ほどの間に急速に減少している。特にゾウは低地林にしか分布しないので、現在リアウ州・ジャンピ州で進められている低地林の改変、特にアブラヤシ・プランテーションやアカシアの植林が大きな脅威になっていること、3) テナガザル等の霊長類はパッチ状に残された森にまだ生息しているが、それぞれの個体数が小さく分断されていて、将来に暗い影を落としていること、4) それぞれの種が多様な分布パターンを示したが、現時点ではまだかなりの種がそれなりに広い分布域を持っていた。またイノシシやカニクイザルなどのように、あるいは人為的な環境に進出して分布を広げているのかもしれないと思われる種もあることがわかった。いずれにせよ現在は急速に環境改変が行われている時期であり、本調査結果は今後の各種個体群モニタリングのための基礎となるものである。各州政府や森林局自然保護局に対して、各種の今後の動向について注意を払うよう働きかけていきたい。

(推薦者：渡邊 邦夫)

## Restauración de las comunidades de *Puya raimondii* en los andes

M. Suni

### RESUMEN

Actualmente esta planta se encuentra distribuida en ciertas zonas de los Andes de Perú y Bolivia. Pero desde la antigüedad por la influencia de las costumbres de los pobladores de los Andes la cantidad ha ido decreciendo rápidamente. Las principales razones de perturbación son los pastores que salen con su ganado a pastar, pisando y comiendo las semillas y/o nuevos brotes además de la quema de campos que convierte todo en cenizas extinguiendo parte de la naturaleza. Nosotros estamos tratando de restaurar la población de esta planta en extinción. Al sobrepasar los 4,000m.s.n.m. en los Andes, la técnica de desarrollo de las semillas y el crecimiento de la planta aún no se había establecido por ser muy lento el trabajo y por no tener los suficientes recursos económicos.

Gracias al apoyo de la fundación PRO NATURA se ha podido avanzar en la técnica de desarrollo de las semillas y la aclimatación de las plantas en los Andes utilizando musgo para su aclimatación y sobrevivencia, teniendo así altas posibilidades de restauración de la planta.

Aunque las plántulas germinaran en el laboratorio de la universidad, al llevarlas a su hábitad natural en los Andes, estas no enraizaban con facilidad por lo que se realizaron diferentes ensayos determinándose importante considerar los puntos mencionados a continuación, al transplantar plantas que germinaron y crecieron a 0m.s.n.m. en el laboratorio de la universidad, hacia terreno a una altura alrededor de 4,300m.s.n.m. para seguir desarrollándose:

1. Aclimatación a 3,000m.s.n.m.
2. No exponerlas a sol fuerte.
3. No exponerlas a temperaturas menores a 0°C
4. Regar bien las plantas.

Teniéndose en consideración estos puntos, las plantas tienen altas probabilidades de sobrevivencia. Estos puntos se determinaron por los ensayos realizados entre Octubre del 2005 a Mayo del 2006 por lo que teniendo en consideración el clima de los Andes fue necesario extender el periodo de investigación y realizar también ensayos entre Junio y Diciembre del 2006.

Luego de realizar diferentes pruebas y conociendo el sistema de protección de las áreas naturales de Perú, también se considera importante y necesario cambiar la mentalidad de los pobladores de los Andes para poder continuar con el proceso de restauración de la Puya Raimondii. Actualmente hay alrededor de 1,000 y 2,000 plántulas aclimatizándose y desarrollándose en los Andes Peruanos.

### CAPITULO A

#### 1. LUGARES DE EJECUCIÓN:

- (1) Parque Nacional Huascarán (PNH)
- (2) Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Laboratorio de Fisiología Vegetal (USM)

## 2. ETAPAS:

- (1) Colecta de semillas (PNH)
- (2) Promoción de plántulas (USM)
- (3) Mantenimiento en el campo (PNH)
- (4) Transplante de plántulas (PNH)
- (5) Manejo de plántulas

## 3. LABORES EJECUTADAS:

### (1) COLECTA DE SEMILLAS

Los diferentes lotes de semillas usadas en los experimentos que se indican en este informe provienen del banco de semillas para *Puya raimondii* que se tiene en el Laboratorio de Fisiología Vegetal, colectadas desde 2000 a la fecha.

### (2) PRODUCCIÓN DE PLÁNTULAS (USM)

En el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Facultad de Ciencias Biológicas de la UNMSM:

#### 1) PRIMER ENSAYO: USO DE PLANTULAS DE 1 AÑO

Plántulas obtenidas en el 2004 de semillas colectadas el 7/05/2002 en el Parque Huascarán, codificadas como lote 73 y de las cuales se tenía un alto número fueron usadas para su evaluación en el campo.

La germinación se realizó en placas petri con base de papel toalla. Germinaron a los 9 días, 5 horas luz. Se transplantó las plántulas, con dos hojas verdaderas, a almacigueras de turba por 3 a 4 meses, luego se transplantaron a canalones de fibra de vidrio con sustrato turba hasta su traslado a Carpa (Huaraz). Mantenimiento de las plántulas con solución hidropónica San Marcos una a dos veces al mes.

Octubre 2005 se llevaron al sector Carpa Parque Nacional de Huascarán un total de 80 plántulas de un año de edad aprox. Con 7.17cm de altura, 11.24cm de diámetro de área foliar, con 75% de vigor (fotos).

#### 2) SEGUNDA ENSAYO: USO DE PLANTULAS DE 2 MESES

Miles de plántulas obtenidas al evaluar el banco de semillas (aproximadamente 30 lotes) en Marzo del 2006 fueron utilizadas para la producción de plántulas. Para su mantenimiento se siguió la metodología descrita anteriormente.

En Mayo de 2006 se llevaron en placas 300 plántulas al Sector Carpa, PNH. Las plántulas restantes se mantienen en almacigueras a condiciones de invernadero y gran parte están aun en placas petri en la incubadora a 18°C.

#### 3) TERCER ENSAYO: SIEMBRA EN ALMÁCIGOS

Instalación del Ensayo: En 19 de Diciembre de 2005 se instaló el ensayo de germinación en almácigos (siembra directa). Se estableció 4 tratamientos, estos fueron, 5, 10 y 20% de humus en mezcla con turba y un control de turba solamente. Se colocaron tres almácigos de cada tratamiento y se sembró 400 por almácigo. Inicialmente se cubrieron con turba y posteriormente con plástico transparente para restringir más el exceso de evaporación.

Evaluación del Ensayo: Desde Enero a Febrero de 2006 se evalúa el efecto de diferentes proporciones humus en la germinación y el establecimiento de plántulas de *Puya raimondii*. Se encontró que a 5% de humus el porcentaje de plántulas establecidas fue 1.58, a 10% fue 0.75, a 20% fue 1.5, mientras que el control (0% de humus) tuvo 6.25.

Se puede concluir que el humus no favorece la germinación ni el establecimiento de las plantas y que es necesario mantener una alta humedad en el suelo por lo que la cobertura plástica se hace necesaria.

#### 4) CUARTO ENSAYO: SIEMBRA EN PLACAS PETRI CON BASE DE TURBA

Instalado el 3 de enero de 2006. Dos placas con 800 semillas y otras cuatro con 400 semillas aprox. Fueron

colocadas en la cámara de cultivo por 7 días a 18°C con 12 horas luz. Al séptimo día la mitad de las placas (1 de 800 y 2 de 400) fueron llevadas a Carpa (Huaraz). Las placas restantes tuvieron una germinación de más del 90% pero debido a la falta de trasplante en el momento oportuno y riego se secaron y se perdieron.

### (3) MANTENIMIENTO EN EL CAMPO (PNH)

#### 1) PRIMER ENSAYO: USO DE PLANTULAS DE 1 AÑO

A. Instalación del Ensayo: Octubre 2006: Las plántulas trasladadas al Sector Carpa fueron embolsadas en turba y colocadas en vivero (fotos), agrupadas y protegidas parcialmente con una cubierta plástica.

B. Evaluación del ensayo: el 13 de Enero del 2006

Se encontró una sobrevivencia de las plántulas del 18.75% (15 plántulas, poco vigorosas) encontrándose que las plántulas muertas tenían todas las hojas secas y el ápice dañado, al parecer el exceso de agua y las bajas temperaturas provocaron una muerte por estrés de estas. Ver fotografías.

Las plántulas que sobrevivieron fueron introducidas con sus respectivas bolsas, en el suelo a fin de darles mayor protección contra las bajas temperaturas.

C. Evaluación del ensayo: del 9 al 12 de Mayo de 2006

Sólo se encontró 8 plántulas sobrevivientes. Estas aun no presentan un buen vigor.

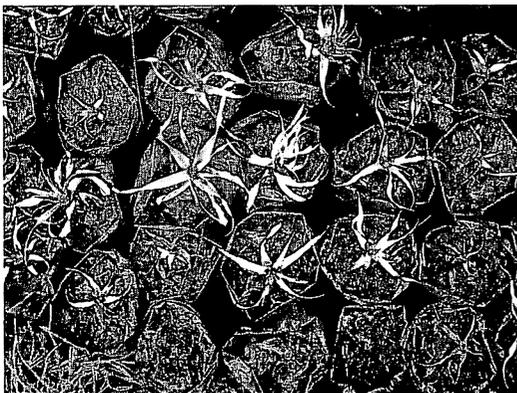


Fig.1 Características de las plántulas luego de 3 meses de su traslado desde Lima (enero 2006) al puesto de control de Carpa, Parque Nacional Huascarán

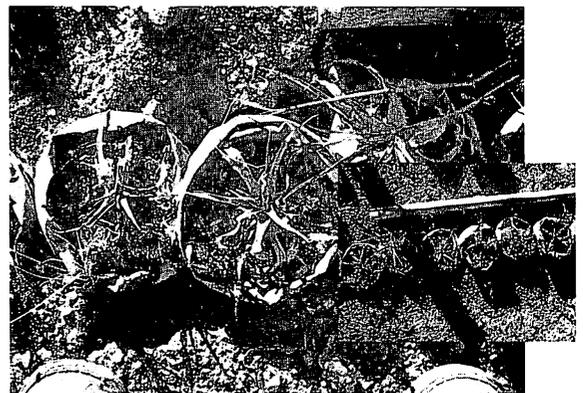


Fig.2 Características de las plántulas sobrevivientes a los 7 meses de su traslado desde Lima (enero 2006) al puesto de control de Carpa, Parque Nacional Huascarán

Se puede resumir que el traslado de plántulas desde el laboratorio a condiciones de su hábitat natural (Sector Carpa) requiere un periodo de aclimatación de varios meses; es decir las plantas deberán ser colocadas bajo sombra y cubiertas con plástico para evitar la evapotranspiración. Esto permitirá a la plántula desarrollar una cutícula gruesa y una forma de crecimiento más cerrada que evita la exposición de sus órganos de crecimiento.

#### 2) SEGUNDO ENSAYO: USO DE PLANTULAS DE 2 MESES

Instalación del Ensayo: 12 Mayo de 2006.- Las 300 plántulas trasladadas en placas al Sector Carpa fueron sembradas en almácigos de plástico negro y cubiertas con plástico transparente hasta su aclimatación. Diariamente se exponían en estas condiciones al medio ambiente retirando parcialmente el plástico a fin de exponer las plántulas levemente a la

intemperie. Al tercer día fueron sacadas más temprano (antes de las 8am) Al término del día la mayoría de las plántulas presentaban las hojas blancas, al parecer debido a las condiciones de bajas temperaturas de la mañana. Además el sustrato se secó completamente. Estas plántulas fueron nuevamente rehidratadas, cubiertas con plásticos transparentes y ubicados en el vivero bajo sombra.

Se espera que las plantas de dos meses llevadas a Carpa tengan más rápida adaptación y por ende mayor sobrevivencia.



Fig.3 Efecto de las bajas temperaturas en las plántulas (hojas blancas)

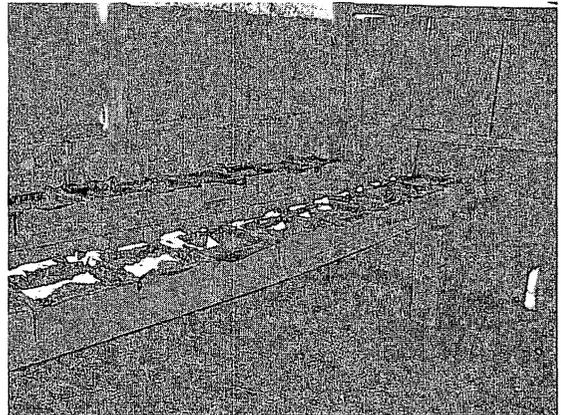


Fig.4 Almacigos cubiertos con plásticos transparente y colocados bajo sombra

### 3) CUARTO ENSAYO

A. Instalación del Ensayo: enero 2006. La germinación de las semillas (emergencia de la radícula) en las placas dejadas en Carpa ocurrió a los 15 días, mientras que en el laboratorio ocurre a los 9 días. Probablemente se deba a las temperaturas menores a 10°C de aquellos días.

B. Evaluación de Mayo de 2006: Se encontró un total de 3 plántulas en las placas. Probablemente debido al exceso de agua en el cual se mantuvo las semillas germinadas lo que provocó que no continuara exitosamente el desarrollo de la plántula que emergía.

Este método de producción de plántulas exige una continua observación o mejor diseño del método de modo que asegure una adecuada constante humedad.

### (4) OBSERVACIÓN DE LA REPRODUCCIÓN DE LA PLANTAS DE *Puya raimodii* EN LA ZONA DE ESTUDIO

Fecha de observación: Mayo del 2006. Se encontró 9 plantas aproximadamente que presentaban inicio del desarrollo de la inflorescencia, en la zona no disturbada por el incendio. Ver fotos abajo.

## CAPITULO B

### 1. LUGARES DE EJECUCION:

- (1) Parque Nacional Huascarán (PNH)
- (2) Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Laboratorio de Fisiología Vegetal (USM)

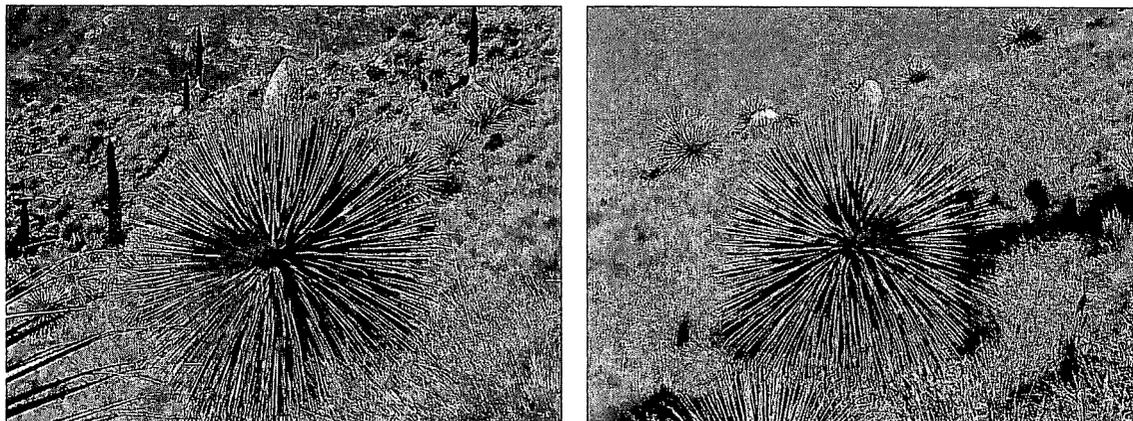


Fig.5 Plantas de *Puya raimondii* con inicio de desarrollo reproductivo

## 2. LABORES EJECUTADAS:

### (1) MANTENIMIENTO EN EL CAMPO (PNH)

## 3. QUINTO ENSAYO: USO DE PLÁNTULAS DE 5 MESES

Fecha: Plántulas trasladadas en 11 de agosto del 2006.

Procedencia: Las plantas provenían de varias evaluaciones realizadas a fines en marzo 2006, del banco de semillas de *Puya raimondii* del Laboratorio de Fisiología Vegetal. Las plántulas tenían 5 meses de edad aproximadamente cuando fueron trasladadas al PNH.

Condiciones anteriores al trasplante: Las plántulas estuvieron en placas petri en una cámara de crecimiento a 18°C antes de ser llevadas a Carpa: También se usó un almácigo con plántulas que tenían menos de un mes de trasplante al almácigo.

## 4. PROCEDIMIENTO:

### (1) Plántulas colocadas en exteriores bajo malla (6 bandejas)

Las plántulas provenientes de las placas-petri fueron transplantadas a 6 almácigos de plástico con capacidad de 72 plantulas cada una, obteniéndose un total de 432 plántulas.

El sustrato para cada plántula consistía en lo siguiente, en el fondo una capa gruesa de turba picada (tamaño 2mm aprox.) y una capa delgada de humus. Colocada la plántula (una por hoyo), se cubrió todo el almácigo con turba gruesa. Posteriormente los almácigos fueron enterrados en el suelo (en el vivero) cubriéndolas con una malla sombreadora.

### (2) Plántulas colocadas en interiores (1 bandeja)

El almácigo ya sembrado en Lima fue acondicionado en una caja de cartón en cuyo interior se colocó turba. Introducido el almácigo se cubrió con más turba. Fue colocado en un cuarto con poca radiación.

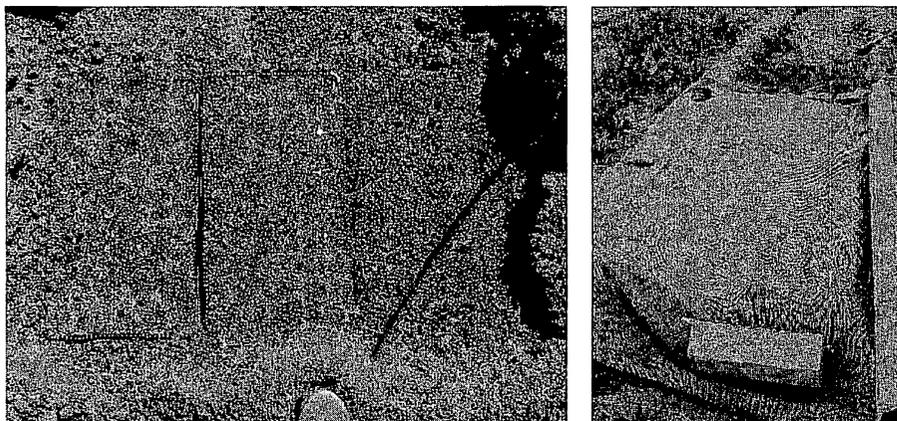


Fig.6 Características de los almácigos enterrados en el vivero del Puesto de Control de Carpa, PNH. Fueron cubiertos con turba como se nota en el almácigo de la foto de la izquierda. Finalmente fueron cubiertos con la malla (foto de la derecha)

## 5. EVALUACIÓN EL 24 DE OCTUBRE 2006

### (1) Plántulas colocadas en exteriores bajo malla (6 bandejas)

A continuación se indica el porcentaje de sobrevivencia por cada almácigo.

Table 1

N° almácigo	N° de plántulas sembradas	N° plántulas sobrevivientes	sobrevivencia %
1	72	19	26
2	72	21	29
3	72	22	31
4	72	21	29
5	72	32	44
6	72	18	25
<b>Promedio</b>	<b>72</b>	<b>22</b>	<b>31</b>

Se obtuvo una sobrevivencia promedio de 31% luego de dos meses y medio de colocadas a almácigos en exteriores en el Puesto de Control de Carpa, PNH. Al parecer la mortandad fue debido al exceso de agua aplicado a los almácigos por el personal del PNH, encontrándose plantas podridas. Los seis almácigos se volvieron a colocar en el suelo previamente se les retiró la cubierta de turba quedando de la siguiente manera.

Tabale 2

Bandeja almácigo	N° de plántulas sembradas
1	19
2	21
3	22
4	21
5	32
6	18

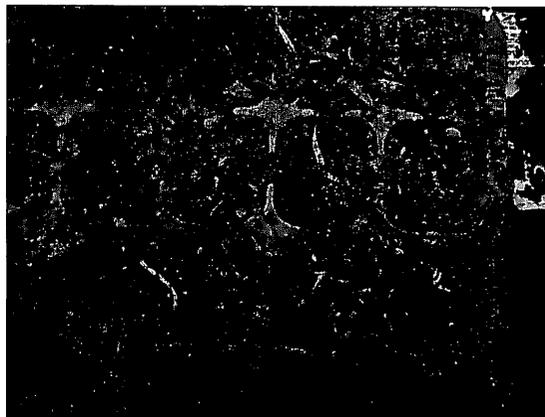


Fig.7 Estado de las plántulas de *Puya raimondii* después de 2.5 meses de permanencia en exteriores (enterrada en el suelo y cubierta con turba)

(2) Plántulas colocadas en interiores (1 bandeja)

El porcentaje de sobrevivencia bajo estas condiciones fue de 39%, ligeramente mayor que el anterior.

Luego de retirar la turba que cubría las plántulas, este almácigo fue trasladado a exteriores pero bajo techo en la misma caja que lo contenía y cubierto con plástico.

Table 3

N° almácigo	N° de plántulas sembradas	N° plántulas sobrevivientes	sobrevivencia %
1	72	28	39

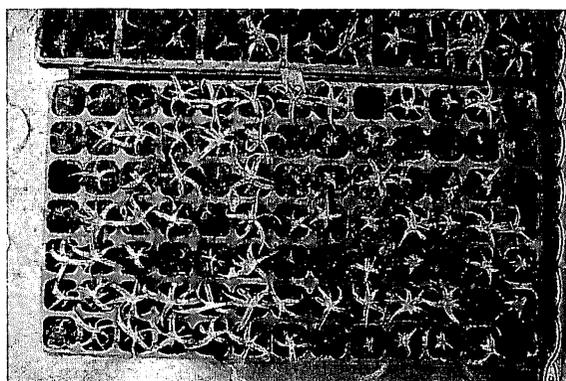
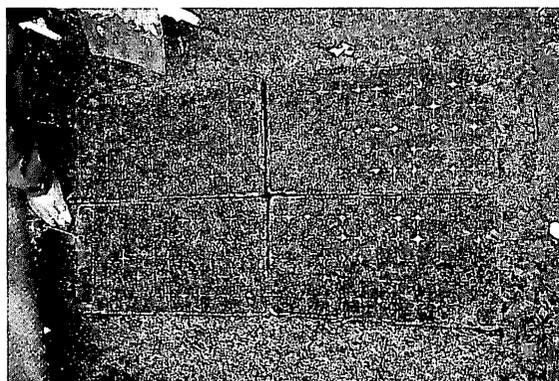


Fig.8 Plántulas de puya transplantadas a almácigos de plástico y enterradas al suelo

## 6. SEXTO ENSAYO: USO DE PLÁNTULAS DE 6 a 7 MESES

Plántulas trasladadas en octubre 2006.

Se llevaron 2 almácigos de plántulas de 6 a 7 meses de edad de 72 plántulas cada una. Uno de ellos usado en Carpa y el otro en Huaraz como se indica a continuación.

### (1) Plántulas colocadas en exteriores a raíz desnuda:

Esto fue realizado en el vivero del Puesto de Control de Carpa.

Las plántulas de un almácigo se sembró directamente al suelo en una parcela de 1.10m × 1.10m. Las raíces de las plántulas, primeramente fueron cubiertas con turba picada húmeda, luego colocadas en un hoyo en el suelo preparado, se apisonó el suelo y cubrió con turba gruesa. Se plantó un total de 70 plántulas.

Table 4

Nº fila	Nº plántulas	Altura de la planta (cm) (hoja más larga)
1	8	4
2	10	4
3	10	4
4	7	3.2
5	7	3.2
6	7	
7	11	
8	10	
<b>TOTAL plántulas transplantadas</b>	70	

### (2) Plántulas en almácigo aclimatadas en Huaraz (Ministerio de Agricultura)

A fin de que las plantas se vayan acondicionando al clima propio de su habitat natural, un almácigo fue dejado en el del vivero del Ministerio de Agricultura en la ciudad de Huaraz, Ancash. Este almácigo fue enterrado en una cama del vivero y cubierto con una malla para posteriormente (diciembre 2006) ser trasplantada al suelo. Se tiene un antecedente de establecimiento exitoso de esta modalidad de aclimatación. Nos referimos a las plántulas dejadas en Mayo de 2002 en el mismo vivero del Ministerio de Agricultura en Huaraz. Eran plántulas producidas en nuestro Laboratorio de 5 cm aproximadamente y dejadas en bolsas en el vivero. El 26 de Octubre de este año fueron identificadas 2 de estas plantas (ver tabla 5 y figura 11).

Table 5 Características de las plantas dejadas en el 2002 en el vivero del Ministerio de Agricultura

Código	Diámetro del follaje (cm)	Altura de la planta (cm)
pl1	48	30
pl2	28	30



Fig.9 Vista de las plántulas del almácigo dejado bajo techo en exteriores



Fig.10 Transplante de plántulas de *Puya raimondii* directo al suelo

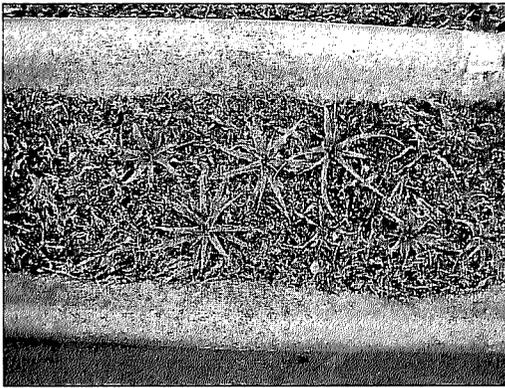


Fig.11 Almácigo dejado en el vivero del Ministerio de Agricultura, Huaraz

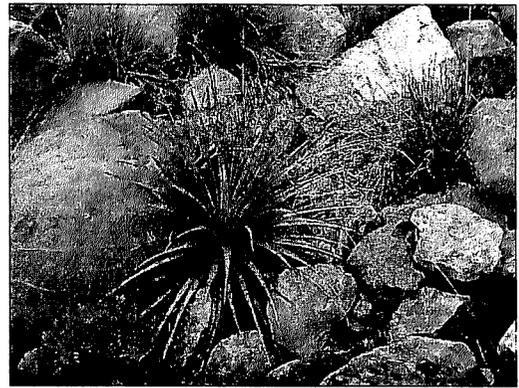


Fig.12 Vista de las plantas de poco más de 4 años de trasladadas de Lima en el 2002, ahora plantadas en el jardín del Ministerio de Agricultura

## 要約

### アンデスに生育するプヤ・ライモンディ群落の復元

#### M. スンニ

現在、この植物はペルーとボリビアのアンデスの一部に分布している。しかし、古くからの人間による攪乱が大きく影響し、その個体数は急速に減少している。主たる攪乱は、家畜を放牧することによる実生の踏圧および食害、火をつけて消失させてしまうことである。我々はこの植物群落の復元を試みた。しかし、4,000mを超える高山であることと、苗の育成のための技術が確立されていないことにより、作業速度は遅々たる状況であった。

本助成金により、苗の育成・苗の順化、高山でのピートによる移植技術の開発を行うことによって、新たな方向での復元が試みられた。

実験室で発芽させた実生を現地に移植しても容易に定着しないため様々な実験の結果、標高0mの大学の実験室で育成した実生を直接現地の4,300mに

移植する過程において、1. 一時3,000mの標高で順化を行うこと、2. 実生を強光にさらさないこと、3. 実生を0℃以下にさらさないこと、4. 実生に十分な水分を与えること、が実生の定着のための必要条件であることが明らかにされた。復元のための苗の育成・移植は2005年10月から2006年5月までの間行った。アンデスの気候条件を考えて、さらに2006年6月から12月まで行った。作業は南アメリカの季節を考慮し、より完全に行うために延期せざるをえなかった。

これらの実験結果とペルーでの保護の状態を考慮すると、*Puya raimondii*の移植復元実験を行うとともに、現地住民の意識改革を含めた更なる研究復元活動が必要であることが考えられる。

(推薦者：増沢 武弘)

# Structure and dynamics of mid-montane moist evergreen broad-leaved forests on subtropical mountains, Ailaoshan and Gaoligongshan, Yunnan, China, and the relationship between the forests and the people, with a view to future sustainability

Cindy Q. Tang<sup>1)</sup> and Xiaohong Zhu<sup>1)</sup>

## SUMMARY

Two mid-montane moist evergreen broad-leaved forests on Ailaoshan, and two on Gaoligongshan, both in Yunnan, SW China, were studied with reference to population structure, regeneration dynamics, and the survival of seedlings. The most dominant canopy tree species are *Lithocarpus xylocarpus*, *Lithocarpus craibianus*, *Lithocarpus hancei*, *Castanopsis wattii*, *Castanopsis remotidenticulata*, *Castanopsis fabri*, *Castanopsis fleuryi* and *Castanopsis echidnocarpa* of Fagaceae along with *Machilus viridis*, *Machilus gamblei* and *Machilus longipedicellata* of Lauraceae, *Schima noronhae* of Theaceae, *Manglietia insignis*, *Manglietia orandis* and *Alcimandra cathcartii* of Magnoliaceae. The vertical structures of the forests were multi-layered. All the canopy species had multi-modally shaped DBH distributions, which indicates an unstable regenerating situation. No surviving seedlings of Fagaceae species were found in those understories having a coverage of bamboo greater than 25% in any of the four forests. The higher the coverage of bamboo, the fewer are the surviving seedlings of the species. Finding a method of controlling the spread of bamboo may be important for the continuing survival of the forests.

In a second phase of the study, we used an approach integrating Participatory Rural Appraisal (PRA), botanical collection, group discussion and interviews to investigate the human interaction with the mountain forests, and found that the people in Shuitang on the eastern slope of Ailaoshan, who for centuries have lived in balance with the forest, no longer can do so as a result of clearing and planting of crops which have not thrived and have failed to provide a sustainable lifestyle. On the other hand, our study in the Lujiang and Dulongjiang areas of Gaoligongshan in northwestern Yunnan has shown that the forest dwellers make sustainable use of the natural products which are available to them. A total of 154 species of plants, belonging to 122 genera in 74 families, are used as medicine, food, fodder, and for others purposes. The indigenous people's knowledge of wild plants and their use and management of their plant resources are a valuable source of information for conservation planning. Sustainable utilization of these natural resources is discussed.

## 1. INTRODUCTION

The natural vegetation of the subtropical evergreen broad-leaved (*lucidophyllous*) forest, dominated by the genera *Castanopsis*, *Lithocarpus*, *Cyclobalanopsis* (Fagaceae), *Machilus* and *Persea* (Lauraceae), *Schima* (Theaceae), is almost exclusively confined to eastern Asia, including southern, southwestern and southeastern China as well as southwestern Japan and some regions of Vietnam, Laos, Thailand, Myanmar, India, Bhutan and Nepal (Kira 1991, Ohsawa 1993, Tagawa 1995). However, the native primary forests that remain are found only in the form of isolated

---

1) Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan University, Kunming, 650091, China

patches located mainly in remote mountainous regions (Wang 1987), as in Yunnan Province, China. Of the typical dominant species, the remaining representative stands are on the Ailao Mountains (henceforth Ailaoshan) and the Gaoligong Mountains (Gaoligongshan) of Yunnan. In addition, Yunnan is inhabited by a number of different ethnic groups. Besides the Han Chinese, 25 different ethnic groups are officially recognized as national minorities. They have contributed to the high diversity of traditional knowledge and use of plants. In Xujiaba, on the northern crest of Ailaoshan, there is a truly primeval old-growth evergreen broad-leaved forest, on which many studies have been conducted, comparing the primary and secondary forests (Young and Wang 1989, Young et al. 1992, Young and Stanley 1995), the forest ecosystem in Ailaoshan (Qiu et al. 1998), leaf litter decomposition (Liu et al. 2000), and nutrient dynamics, fluxes and budget (Liu et al. 2002a, 2002b, Liu et al. 2003a, 2003b). Li et al. (2000) have done studies on the flora of Gaoligongshan. However, little information on population structure and regeneration dynamics is available for these forests, though such information is important as a tool for the preservation of the coexisting tree species. As for human population, little study has been done on its interaction with the forest and dependence on it, though there are a few ethnobotanical studies on medicinal plants of Gaoligongshan (Dao and Guo 1999, Long et al. 1999a, Long et al. 1999b, Huang et al. 2004). The main focuses of the present paper are on: 1) major canopy tree regeneration modes and the survival of seedlings under different coverage of bamboo in the understory, based on data taken from the northern crest and the eastern slope of Ailaoshan, as well as the southern Gaoligongshan; and 2) whether the local people wisely and sustainably use the forests and whether they live harmoniously with the mountains. The study aims to identify key trends and obtain useful data that can aid in the preservation of these forests and the sustainable utilization of these natural resources in the area.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### (1) Study sites

We selected the natural evergreen broad-leaved forest at 2,435m~2,450m asl in Xujiaba on the northern crest (24°32' N, 101°01' E) and at 2,448m and 2,215m on the eastern slope (24°05' N, 101°31' E) of Ailaoshan, and at 2,000~2,155m in Nankang and 2,100~2,200m in Baihualin on the southern slope of Gaoligongshan (24°55'~25°15' N, 98°48'~98°50' E), Yunnan, to study their structures and regeneration dynamics (Fig. 1). Also we conducted a study on the relationship between the forests and the people, with a view to future sustainability.

The general climate of the study areas on the Ailaoshan is typified by Xujiaba (24°32' N, 101°01' E) at 2,400m asl. The mean annual precipitation is 1,931mm. Mean annual evaporation is 1,485mm. Mean annual temperature is 11.30°C, with an average monthly temperature ranging from 5.4°C in January to 16.4°C in July. At 1,527m asl in Longling of the southern Gaoligongshan, the mean annual precipitation is 2,086.1mm. Mean annual temperature is 15°C, with monthly averages ranging from 7.4°C in January to 20°C in July. The major precipitation occurs during the monsoon months of June to October on both Ailaoshan and Gaoligongshan.

### (2) Data collection and analyses

Quantitative data on trees were collected from nine plots on Ailaoshan and Gaoligongshan. Plot 1 was situated at an altitude of 2,435m and plot 2 at 2,450m in Xujiaba on the northern crest, plot 3 at 2,448m and plot 4 at 2,215m on the eastern slope of Ailaoshan. Plots 5, 6, 7 was at 2,000~2,155m in Nankang, and plots 8, 9 at 2,100~2,200m in Baihualin on southern Gaoligongshan. The size of each plot was 40m×40m for Ailaoshan, from 20m×20m to 30m×40m for southern Gaoligongshan unavoidably varying with the topography. Each of the plots selected met the following

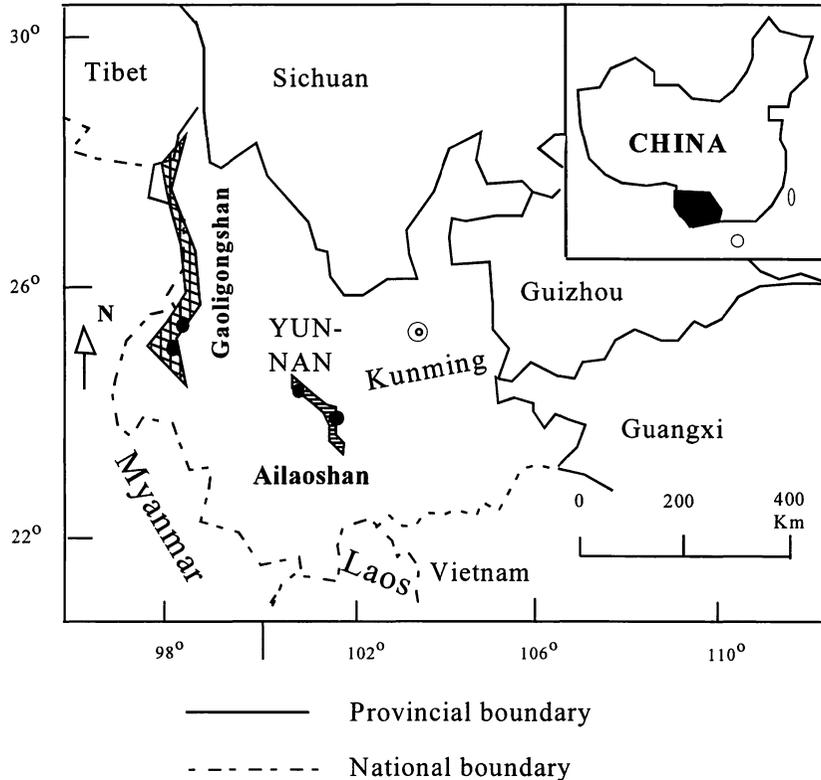


Fig.1 The location of the study plots on Ailaoshan and Gaoligongshan in Yunnan, China  
 Black dots indicate the localities of study sites.

criteria: 1) a homogeneous unit of vegetation dominated by evergreen broad-leaved (Fagaceae, Lauraceae, Theaceae and Magnoliaceae), 2) uniform topography, 3) no evidence of disturbance by man or other agents within the past 30 years. Each plot was located on flat or gently sloping ground. We subdivided each plot into 10m×10m quadrats. In order to have sufficient further statistical analysis on seedlings, we randomly established 32 10m×10m additional quadrats nearby each plot within the same forest for Ailaoshan, and 10 10m×10m quadrats nearby each plot for southern Gaoligongshan.

For this study, tree inventory was carried out for all the individuals at least 1.3m high in each plot. All were tagged with number tape, recorded with species name and whether living or dead, diameter at breast height (DBH) (including all stem stumps and sprouts) and tree height (H). The tree stems were classified into the following 3 groups based on their vertical position, crown position and height: the canopy layer at least 16m tall; the subcanopy layer below the canopy layer and at least 8m tall; the shrub layer between 1.3 and 8m tall. As for ground vegetation, seedlings (5 to 130cm) of woody species were identified, measured by height, and counted. We marked the seedlings of major canopy tree species in each quadrat for subsequent investigation. The coverage of bamboo in the understory was measured and recorded for each quadrat.

Species basal area (BA, cm<sup>2</sup>) was calculated from DBH data for all the tree individuals of each species, and the

relative proportion of BA was calculated for each species (RBA, %). The dominant species were determined based on dominance analysis (Ohsawa 1984). The diversity indices were calculated using the Shannon-Wiener index ( $H'$ ) (Peilou 1969).

We used an approach integrating Participatory Rural Appraisal (PRA), botanical collection, group discussion and interviews to investigate the human interaction with the mountain forests. To quantify the average knowledge of herbal medicine, edible plants and fodder among the Yi people of Ailaoshan, we randomly chose local people aged from 12~24, 25~37, 38~50, 51~63, 64~76 years and from various villages. Each participant was asked to respond to a series of questions related to their familiarity with the local plants. After they responded to the questions, we walked together in the field, stopping at each of 30 identified ordinary medicinal herbs, edible plants and sources of fodder. We asked if they knew a name for the plant, and if it was of any particular value or use to them, as well as if they knew of any application for the plant. According to their answers, we calculated the level of the knowledge for each group, using the mean percentage to represent the average knowledge of each age group.

### 3. RESULTS

#### (1) The forests

##### 1) Species composition

The 9 plots were grouped into 4 forests according to the results of cluster analysis: the tree groups were distinguished at similarity > 24% (Fig. 2). They are representative of mid-subtropical, mid-montane moist evergreen broad-leaved forest. The most dominant species (RBA > 10%) were *Lithocarpus xylocarpus*, *Castanopsis wattii* and *Machilus viridis* on the northern crest (Plots 1 and 2) of the Ailaoshan (henceforth NA). Plots 3 and 4 were dominated by *Castanopsis remotidenticulata*, *Lithocarpus craibianus* and *Castanopsis fabri* on the eastern slope of the Ailaoshan (EA). Plots 5, 6 and 7 were dominated by *Lithocarpus hancei*, *Castanopsis fleuryi* and *Alcimandra cathcartii* in Nankang of southern Gaoligongshan (NG). Plots 8 and 9 were dominated by *Hartia sinensis*, *Manglietia orandis* and *Castanopsis feuryi* in Baihualin of southern Gaoligongshan (BG). Among 2,389 living stems at least 1.3m tall in the 6plots, a total of 134species were recorded (Table 1). The forests in all the sites were almost exclusively composed of evergreen broad-leaved species, with the exception of a few deciduous broad-leaved species. Dwarf bamboo with various coverage existed in the shrub and understory layers in all 4 study sites. Various epiphytes and climbing plants on tree trunks and branches were to be found in the areas.

##### 2) Structure of the forests

The structural features of each forest are shown in Fig. 3. The maximum height of the forest in NA was 32m, while it was 25m, 24m and 27m in EA, NG and BG respectively. The maximum DBH reached 201cm and 198cm in NA and EA, respectively, while it was 93cm in NG, 123.5cm in BG. If we apply the term "old-growth" to stands with trees greater than 130cm in DBH and taller than 25m, those in NA and EA are truly old-growth forests. But we found some old cutting stumps in the plots of NA, indicating that there was some human disturbance 40~50 years ago (as confirmed by old villagers in the Xujiaba region). The basal area (BA) per ha had greatest value (118.2 m<sup>2</sup>/ha) in NA, while the relatively high number of stems per ha (2,487 stems/ha) occurred in NG. Numbers of species were 41, 39, 50 and 31 respectively for the forests in NA, EA, NG and BG. The Shannon-Wiener diversity indices (> 3.0) were high for all the forests.

The stand structure presumably reflects regeneration processes. From the distribution of size frequency, we can

propose regeneration patterns. Unimodal and multimodal distributions suggest a discontinuous regeneration pattern, whereas inverse-J shaped distributions suggest a continuous pattern. As seen in Fig. 4, all the species that had RBA values greater than 10% in the 4 forests were in a multimodal type with reference to DBH-class frequency distribution. The multimodally shaped DBH distributions show unstable regenerating situations, with possibilities for either good or poor regeneration. The numbers shown in Fig. 4 as stems of small DBH-sizes included many sprouts of most Fagaceae species as indicated, except for *Lithocarpus xylocarpus* which had no stems smaller than 15cm-DBH.

The vertical structure of the forests was multi-layered. All the canopy species in the 3 forests had stems in all the vertical layers, except that *Lithocarpus xylocarpus* lacked subcanopy and shrub layers.

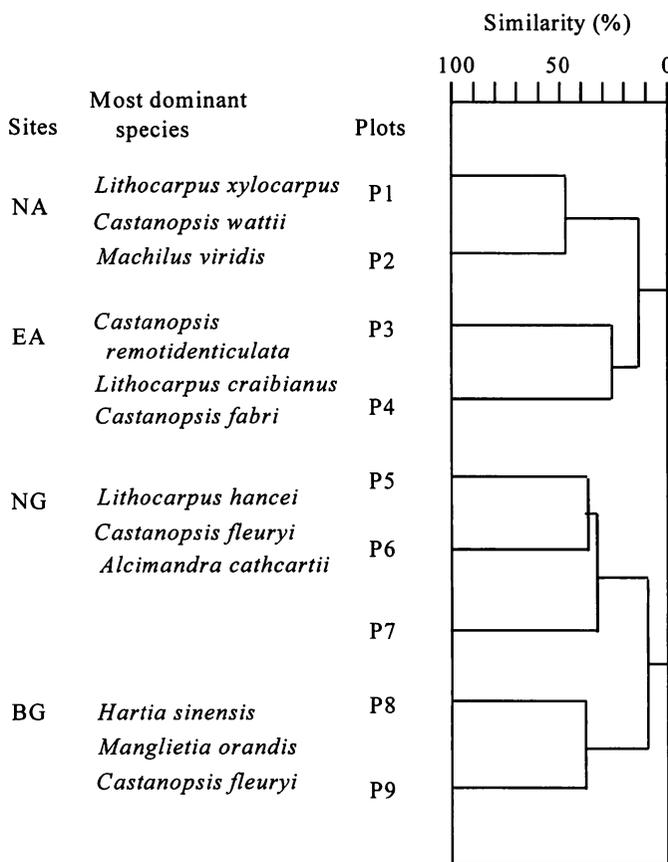


Fig.2 Dendrogram showing similarity between plots. The most dominant species which had relative basal area (RBA) > 10%  
 NA: Northern crest of Ailaoshan, EA: Eastern slope of Ailaoshan, NG: Nankang of southern Gaoligongshan, BG: Baihualin of southern Gaoligongshan.

Table 1 Composition of the woody species (&gt; 1.3 m tall) for the three forests

Site	NA	EA	NG	BG
Altitude (m)	2,235-2,450	2,215-2,448	2,000-2,160	2,258-2,266
Number of plots	2	2	3	2
Plot area (m <sup>2</sup> )	1,600-1,600	1600-1600	600-600-1,200	900-600
Area of plots	3,200	3,200	2,400	1,500
	RBA	RBA	RBA	RBA
Species	LF (%)	(%)	(%)	(%)
<i>Lithocarpus xylocarpus</i>	E	<b>33.7</b>		
<i>Castanopsis wattii</i>	E	<b>17.3</b>		
<i>Machilus viridis</i>	E	<b>11.9</b>		
<i>Cyclobalanopsis myrsinaefolia</i>	E	<b>6.8</b>	0.82	
<i>Schima noronhae</i>	E	<b>5.9</b>	0.7	
<i>Lithocarpus hypoviridis</i>	E	3.44		
<i>Phoebe forrestii</i>	E	2.7		
<i>Vaccinium duclouxii</i>	E	2.6	2.1	
<i>Hartia sinensis</i>	E	2.4		<b>13.8</b>
<i>Lithocarpus jingtungensis</i>	E	2	0.3	
<i>Manglietia insignis</i>	E	1.9	1.5	<b>3.5</b>
<i>Acanthopanax evodiaefolius</i>	D	1.7	4.4	0.1
<i>Illicium macranthum</i>	E	1.3	0.02	0.3
<i>Eurya jingtungensis</i>	E	1.2	1.9	
<i>Elaeocarpus japonicus</i>	E	1		
<i>Rhododendron leptothrium</i>	E	0.8	1.7	
<i>Acer heptolobum</i>	D	0.8		
<i>Ilex macrocarpa</i>	E	0.5		
<i>Itea yunnanensis</i>	E	0.3	0.8	
<i>Photinia davidsoniae</i>	E	0.3		
<i>Symplocos aenea</i>	E	0.2		
<i>Ilex corallina</i>	E	0.2		
<i>Symplocos dryophila</i>	E	0.07	0.04	
<i>Cinnamomum tamala</i>	E	0.04		1.08
<i>Mahonia mairei</i>	E	0.01	0.01	
Other species (16)		0.96		
<i>Castanopsis remotidenticulata</i>	E		<b>33</b>	
<i>Castanopsis fabri</i>	E		<b>13.9</b>	
<i>Lithocarpus craibianus</i>	E		<b>12.7</b>	
<i>Machilus gamblei</i>	E		<b>8</b>	
<i>Machilus longipedicellata</i>	E		<b>4.8</b>	2.9
<i>Castanopsis orthacantha</i>	E		<b>4.49</b>	
<i>Lindera flavinervia</i>	D		1.98	
<i>Eurya nitida</i>	E		1.8	
<i>Ilex fragilis</i>	E		1.3	1.8
<i>Daphniphyllum macropodum</i>	E		0.9	
<i>Lyonia ovalifolia</i>	D		0.8	
<i>Lindera caudata</i>	E		0.6	

<i>Daphne cannabina</i>	E	0.53	
Other species (14)		0.89	
<i>Lithocarpus hancei</i>	E	18.7	7.4
<i>Castanopsis fleuryi</i>	E	14.3	12.1
<i>Alcimandra cathcartii</i>	E	12.9	
<i>Elaeocarpus lanceaefolius</i>	E	9.2	
<i>Lithocarpus confinis</i>	E	4.2	
<i>Skimmia arborescens</i>	E	3.8	0.001
<i>Ficus neriifolia</i>	E	3.8	
<i>Cinamomum tenuipilum</i>	E	3.6	
<i>Lindera thomsonii</i>	E	3.2	
<i>Eurya prunifolia</i>	E	2.5	
<i>Helicia formosana</i>	E	2.4	
<i>Acer</i> sp.	E	2.3	
<i>Schefflera macrophylla</i>	E	1.8	
<i>Phoebe nanmu</i>	E	1.5	
<i>Gryllus testaceus</i>	E	1.4	
<i>Cyclobalanopsis lamellosa</i>	E	1.3	
<i>Symplocos</i> sp.	E	1.2	
<i>Anneslea fragrans</i>	E	1	
<i>Lindera</i> sp.	E	0.8	
<i>Evodia fraxinifolia</i>	E	0.5	
<i>Exbucklandia populnea</i>	E	0.5	0.4
<i>Schefflera delavayi</i>	E	0.5	
<i>Padus brachypoda</i>	D	0.5	
<i>Myrsene semiserrata</i>	E	0.5	0.7
<i>Macropanax undulatus</i>	E	0.4	
<i>Schima argentea</i>	E	0.3	
<i>Camellia</i> sp.	E	0.2	
<i>Adinandra megaphylla</i>	E	0.1	
<i>Camellia forrestii</i>	E	0.1	
<i>Symplocos hookeri</i>	E	0.1	
<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	E	0.05	0.4
<i>Cinnamomum camphora</i>	E	0.03	4.6
<i>Camellia taliensis</i>	E	0.03	0.6
Other species (12)		0.15	
<i>Manglietia orandis</i>	E		13.6
<i>Lithocarpus</i> sp.	E		10
<i>Alnus cremastogyne</i>	D		9.3
<i>Schima khasiana</i>	E		8.3
Sp.			6.7
<i>Alnus nepalensis</i>	D		3.7
<i>Rhododendron irroratum</i>	E		2.4
<i>Rhododendron decorum</i>	E		0.6
<i>Betula alnoides</i>	D		0.6

<i>Symplocos</i> sp1.	E	0.6
<i>Camellia sinensis</i>	E	0.5
<i>Symplocos</i> sp2.	E	0.4
<i>Castanopsis</i> sp.	E	0.2
<i>Ribes laurifolium</i>	D	0.1
Other species (7)		0.07

**Notes:** Those species that had RBA  $\geq 0.1$  are included unless they co-occurred in at least two communities. Dominant species are in bold.

LF: Life form, E: Evergreen broad-leaved, D: Deciduous broad-leaved

NA: Northern crest of Ailaoshan, EA: Eastern slope of Ailaoshan

NG: Nankang of southern Gaoligongshan

BG: Baihualin of southern Gaoligongshan

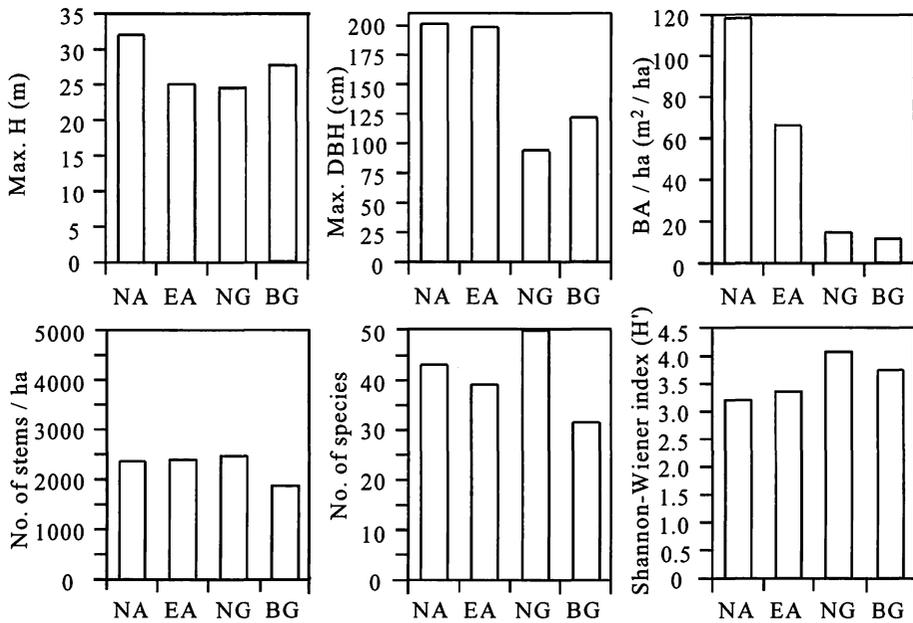


Fig.3 The structural features of the mid-montane moist evergreen broad-leaved forests in NA, EA, NG and BG

NA: Northern crest of Ailaoshan, EA: Eastern slope of Ailaoshan, NG: Nankang of southern Gaoligongshan, BG: Baihualin of southern Gaoligongshan.

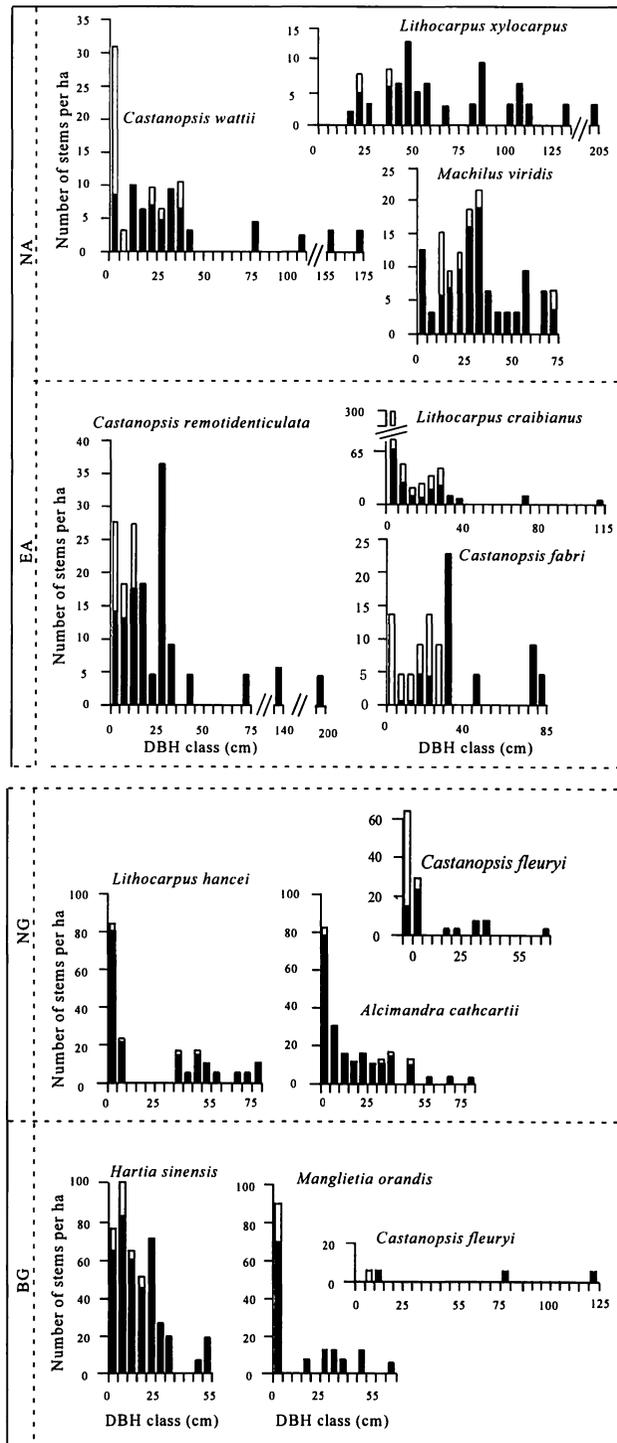


Fig.4 DBH class frequency distribution for the species that had RBA values greater than 10%  
 NA: Northern crest of Ailaoshan, EA: Eastern slope of Ailaoshan, NG: Nankang of southern Gaoligongshan,  
 BG: Baihualin of southern Gaoligongshan. Empty bar indicates sprouts.

### 3) Regeneration dynamics

In the overstories of NA, EA, NG and BG, the ratios of sprouts to main stems were high (> 30%) for *Castanopsis wattii*, *Lithocarpus craibianus*, *C.fabri*, *Machilus gamblei* and *C.fleuryi*, while the ratio was 7.4% for *L.xylocarpus* (Table 2). Among the major canopy species in the 4 study sites (NA, EA, NG and BG), *C.wattii*, *L.craibianus*, and *C.fabri* regenerated mainly by sprouting. *M.viridis*, *M.gamblei*, *C.remotidenticulata*, *C.fleuryi* and *L.hancei* regenerated by both seedlings and sprouts. *Schima noronhae*, *Alcimandra cathcartii* and *Manglietia orandis* were commonly found regenerating through seedlings. We did find some seedlings of *S.noronhae* at the forest edge where the light level was relatively high in NA, though no seedlings of this species were found in the quadrats. No seedlings of *Hartia sinensis* were found. The regeneration mode is unclear for *L.xylocarpus* and *H.sinensis* because surviving seedlings and sprouts were rare, which indicates these species confront serious problems in regeneration. The survival rate was zero for seedlings of Fagaceae species under the coverage of bamboo (*Sinarundinaria nitida*) greater than 25% in each of the 3 study sites, after one year from the start of the observation in May 2005 for Ailaoshan. *Machilus viridis* had a comparatively high survival rate; however, the rate was only 14% where bamboo coverage reached 51 to 75%, and was 0 under 76~100% bamboo coverage. In NA, among the sampled 96 quadrats, only 8 were found to have bamboo coverage of 0~5%, and 11 reached 5~25%, while coverages greater than 25% mostly occupied the understory of the forest. The figures plainly show the critical condition of the Ailaoshan forests.

#### (2) The interaction between the people and the forests

##### 1) The Ailaoshan region

For the Ailaoshan region, we focused on a single locality: Shuitang in Xinping, Yi-Dai Autonomous County. Here, on the eastern slope of Ailaoshan, the people's life strongly depends on the current agriculture and forestry policy. Their own independence and wise utilization of the forests have been lost. However we still can see how the forests influence their life. The results are shown below.

Xinping is located to the east of the Ailao Mountains in central Yunnan Province. Ranging from 422 to 3,169m asl, Xinping County occupies extremely mountainous topography and spans multiple ecological zones. Shuitang, the site of our investigation, is one of the 12 towns in Xinping, where according to the record of 2005, the population was 21,743 people including male 11,051, female 10,692. The villages are distributed from 800 to 1,300 m asl. The yearly average income is 1,437.6 RMB YUN (about 179.80 USD). This region is endowed with abundant mineral resources, but is in general less suitable for agriculture than the floodplains and river deltas farther to the east. Below 1,200m asl, the main crops are rice, sugar cane and tobacco. Before the year 2002, corn was planted up to 2,000 m asl.

In the Shuitang area, the Yi people inhabit in high altitudes while the Dai and Han live in the low altitude. In the area, landslides occur frequently as a result of deforestation and planting of crops. On August 24, 2002, there was a severe landslide. Ten people died, hundreds of houses were washed away, two thousand people lost their homes. In 2002, Shuitang began to implement the official policy "Return the farmland to forest". The people of Shuitang were asked to plant bamboo (five varieties, *Bambusa* sp.) and walnut trees (*Juglans cathayensis*) in the abandoned farming fields where the inclination of the slope is greater than 25°, because bamboo and walnut trees were thought by the local forestry station to be good for water conservation and for controlling soil erosion. Meanwhile, the local people could gain economic benefits by selling bamboo products (mainly chopsticks, bamboo shoots and as material for making paper) and walnuts. They are heavily dependent upon the cultivation of bamboo, walnut trees and sugar cane as cash

Table 2 Ratios of sprouts to main stems in the overstory and mean densities  $\pm$  S.D. of seedlings per 0.01ha under different coverage of bamboo in the understory for major canopy species in the four study sites. The data on NA and EA are for 2005 and the data on NG and BG are for 2006.

Major canopy species		Understory				
species	Overstory	Coverage of bamboo				
		0-5%	5-25%	26-50%	51-75%	76-100%
		No. of seedlings / 0.01 ha				
<b>NA</b>						
	Sprouts / main stems (%)	0-5% (n=8)	5-25% (n=11)	26-50% (n=17)	51-75% (n=23)	76-100% (n=37)
<i>Lithocarpus xylocarpus</i>	7.4	2 $\pm$ 0.7(43%)	1 $\pm$ 0.6(12%)	1 $\pm$ 0.5(0)	-	-
<i>Castanopsis wattii</i>	34.4	2 $\pm$ 1.8(50%)	2 $\pm$ 1.2(20%)	-	1 $\pm$ 0.7(0)	-
<i>Machilus viridis</i>	19.1	5 $\pm$ 4.1(53%)	3 $\pm$ 2.5(57%)	2 $\pm$ 1.4(35%)	2 $\pm$ 1.2(14%)	1 $\pm$ 0.5(0)
<i>Schima noronhae</i>	7.7	-	-	-	-	-
<b>EA</b>						
	Sprouts / main stems (%)	0-5% (n=21)	5-25% (n=28)	26-50% (n=22)	51-75% (n=13)	76-100% (n=12)
		No. of seedlings / 0.01 ha				
<i>Castanopsis remotidenticulata</i>	17.7	2 $\pm$ 0.9(48%)	1 $\pm$ 0.6(26%)	-	-	-
<i>Lithocarpus craibianus</i>	66.0	2 $\pm$ 1(30%)	-	-	-	-
<i>Castanopsis fabri</i>	57.1	1 $\pm$ 0.6(36%)	1 $\pm$ 0.5(14%)	-	-	-
<i>Machilus gamblei</i>	48.7	3 $\pm$ 1.8(63%)	3 $\pm$ 1.5(20%)	1 $\pm$ 0.6(19%)	-	-
<b>NG</b>						
	Sprouts / main stems (%)	0-5% (n=20)	5-25% (n=17)	26-50% (n=10)	51-75% (n=5)	76-100% (n=2)
		No. of seedlings / 0.01 ha				
<i>Lithocarpus hancei</i>	12.8	2 $\pm$ 1	1 $\pm$ 0.8	-	-	-
<i>Castanopsis fleuryi</i>	76.0	2 $\pm$ 1.2	1 $\pm$ 0.6	-	-	-
<i>Alcimandra cathcartii</i>	10.2	1 $\pm$ 0.9	1 $\pm$ 0.9	-	-	-
<b>BG</b>						
	Sprouts / main stems (%)	0-5% (n=23)	5-25% (n=5)	26-50% (n=2)	51-75% (n=4)	76-100% (n=1)
		No. of seedlings / 0.01 ha				
<i>Hartia sinensis</i>	10.4	-	-	-	-	-
<i>Manglietia orandis</i>	12.5	1 $\pm$ 0.4	-	-	-	-
<i>Castanopsis fleuryi</i>	33.3	3 $\pm$ 2	1 $\pm$ 0.7	-	-	-

**Notes:** Numbers in parentheses indicate the percentage surviving after one year from the start of the observation in 2005  
n = number of quadrats sampled

NA: Northern crest of Ailaoshan, EA: Eastern slope of Ailaoshan

NG: Nankang of southern Gaoligongshan, BG: Baihualin of southern Gaoligongshan

crops. From 2002 to 2005, they planted 665.1ha in bamboo, and 939.2ha in walnut trees. Though the areas of cultivated rice and corn have generally been reduced, the local farmers think their life has improved, since corn and rice do not grow well in this area. The indigenous people's knowledge of wild plants and their use and management of their plant resources has been fading away. In Fig. 5, which represents the people's average knowledge of herbal medicine, edible wild plants and fodder among age groups of 12 years each, one might expect a steady decline in the oral wisdom over the years. In fact, periodic immigrations from high altitudes to low altitudes of Shuitang to escape landslides, have resulted in three sharp breaks for the knowledge, between ages 51~66 (27%) and 64~76 (62%), 25~37 (12%) and 38~50 (24%), 12~24 (3%) and 25~37 (12%) for the Yi people. The Yi people themselves say they have sinicized, and they depend on the government for dietary supplement of rice and corn. With the disappearance of their traditional living environments, much of the related knowledge on medicinal herbs, wild edible plants and fodder has been lost or is in danger of being lost, along with their ancestral language.

## 2) The Gaoligongshan region

Rising between the Nujiang (Salween) and Dulongjiang (a tributary of the Irrawaddy) rivers, Gaoligongshan lies in the border area between southwestern China and northern Myanmar between 24°40' and 28°30' N latitude. 17 nationalities inhabit in the region, including Han, Dai, Lisu, Lu, Bai (Lemo), Hui, Miao, Naxi, Dulong, Yi, Zhuang, Achang, Jingpo, Wa, Deang, Pumi and Tibetan (Long et al. 1999a, Yang 2003). Most of them live in remote areas, with very difficult access to transportation. They retain their traditional culture and subsistence practices. Some are Christians; others are polytheistic, worshipping forests, trees, animals, lands, mountains and rivers. Collecting wild plants as food supplement, health care and fodder are essential to their lifestyle. Our investigation concentrated on Lisu and Lu people in the Nujiang area and Dulong people in the Dulongjiang area.

In this region some part of the forest are set aside as conserved forest, some as collective forest, and some are earmarked for private utilization. The Lisu, Lu and Dulong ethnic groups have their sacred mountains or forests, where places are protected. They mostly collect wild plants in the collective and private-utilization forest lands. Their worship of the natural environment plays a positive role in the conservation of biodiversity in the region. From our investigation, we found that almost every family knew and used plants as medicine, food supplement, vegetable and fodder. Our plant collection, interviews and literature review showed that as a whole 154 plant species and fungi belonging to 122 genera of 74 families were closely related to the daily life of the 3 ethnic groups. They have unique knowledge regarding sustainable utilization and conservation of natural resources. For instance, the Dulong people plant *Alnus nepalensis* in abandoned lands after their swidden cultivation. They know, for instance, that: a) it is a fast-growing pioneer species which can promote the succession of the forests; b) it can improve and fertilize soil (the root harbor nitrogen-fixing bacteria); c) the leaves can be used as fodder; d) the branches and leaves can be used as fertilizer for farming land; e) it has strong sprouting ability, and branches and sprouts can be used as firewood; f) the bark (which contains 7%~14% tannin) is good for tannin extract; g) it can be used as medicine for diarrhea and pneumonia; h) the wood is light and slightly red, it is good material for making tea boxes, handles, etc.; i) stems can be used for growing *Auricularia auricula* (an edible fungus).

### A. Medicinal herbs

Based on the long-term experience of local dwellers, many diseases of the livestock and people have been cured using medicinal herbs. Some species are planted and sold at the local markets for cash income. 73 species of 65 genera in 42 families are commonly used by Lisu, Lu and Dulong ethnic groups (Table 3).

Table 3. The plants and fungi used as medicine by the ethnic groups of the Gaoligongshan region.

Family name / species name	Part used
<b>Anacardiaceae</b> / <i>Toxicodendron vernicifluum</i> Berk.	Resin
<b>Araceae</b> / <i>Acorus tatarinowii</i> Schott	Rhizome
<b>Araceae</b> / <i>Pinellia ternata</i> (Thunb.) Breit.	Stem tuber
<b>Araliaceae</b> / <i>Panax japonicus</i> C. A. Mey.	Rhizome
<b>Aristolochiaceae</b> / <i>Aristolochia moupinensis</i> Franch.	Stem
<b>Asparagaceae</b> / <i>Asparagus</i> sp.	Rhizome
<b>Berberidaceae</b> / <i>Mahonia mairei</i> Takeda	Stem, bark
<b>Combretaceae</b> / <i>Terminalia chebula</i> Retz	Fruit
<b>Compositae</b> / <i>Aucklandia lappa</i> Decne.	Root
<b>Compositae</b> / <i>Crepis napifera</i> (Franch.) Babç.	Root
<b>Convolvulaceae</b> / <i>Cuscuta</i> sp.	Whole
<b>Coriariaceae</b> / <i>Coriaria nepalensis</i> Wall.	Root, leaf
<b>Cornaceae</b> / <i>Cornus capitata</i> Wall. Ex Roxb.	Fruit
<b>Crassulaceae</b> / <i>Rhodiola yunnanensis</i> (Franch.) S. H. Fu	Whole
<b>Cucurbitaceae</b> / <i>Hemsleya amabilis</i> Diels	Earthnut
<b>Davalliaceae</b> / <i>Nephrolepis cordifolia</i> Presl.	Whole
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea altheoides</i> Knuth in Engl.	Rhizome
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea pentaphylla</i> L.	Rhizome
<b>Dipsacaceae</b> / <i>Dipsacus asper</i> Wall.	Root
<b>Ericaceae</b> / <i>Cassiope selaginoides</i> Hook f. Et Thoms	Whole
<b>Ericaceae</b> / <i>Craibiodendron yunnanensis</i> W. W. Smith.	Root
<b>Ericaceae</b> / <i>Gaultheria forrestii</i> Diels.	Root, leaf
<b>Ericaceae</b> / <i>Lyonia ovalifolia</i> (Wall.) Drude	Whole
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron decorum</i> Franch.	Leaf, root
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron delavayi</i> Franch.	Flower, leaf, root
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron microphyton</i> Franch.	Root, bark, leaf
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron moulmainense</i> Hook. F.	Leaf
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron simsii</i> Planch.	Root, leaf, flower
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron spinuliferum</i> Franch.	Root, leaf, flower
<b>Eucommiaceae</b> / <i>Eucommia ulmoides</i> Oliv.	Bark
<b>Gentianaceae</b> / <i>Gentiana rigescens</i> Franch. Ex Hemsl.	Root, stem, leaf
<b>Gleicheniaceae</b> / <i>Dicranopteris pedata</i> (Houtt.) Nakaike	Whole
<b>Gramineae</b> / <i>Zea mays</i> L.	Style
<b>Juglandaceae</b> / <i>Juglans regia</i> L.	Seed, leaf
<b>Labiatae</b> / <i>Leonururs japonicus</i> Houtt.	Whole
<b>Lauraceae</b> / <i>Cinnamomum parthenoxylon</i>	Bark
<b>Liliaceae</b> / <i>Cardiocrinum giganteum</i> (Wall.) Makino	Fruit
<b>Liliaceae</b> / <i>Fritillaria cirrhossa</i> D. Don	Bulb

<b>Liliaceae</b> / <i>Polygonatum cirrhifolia</i> Royle	Rhizome
<b>Lindsaeaceae</b> / <i>Stenoloma chusanum</i> (L.) Ching	Whole
<b>Loranthaceae</b> / <i>Loranthus parasitica</i> Merr.	Stem, leaf
<b>Magnoliaceae</b> / <i>Magnolia liliflora</i> Desr.	Flower bud
<b>Magnoliaceae</b> / <i>Magnolia rostrata</i> W. W. Smith.	Bark
<b>Ophioglossaceae</b> / <i>Ophioglossum reticulatum</i> L.	Whole
<b>Orchidaceae</b> / <i>Bletilla striata</i> (Thunb. Ex Murray) Rchb. F.	False bulb
<b>Orchidaceae</b> / <i>Dendrobium</i> sp.	Stem, leaf
<b>Orchidaceae</b> / <i>Gastrodia elata</i> Bl.	Rhizome
<b>Osmundaceae</b> / <i>Osmunda japonica</i> Thunb	Rhizome
<b>Plagiogyriaceae</b> / <i>Plagiogyria media</i> Ching	Rhizome
<b>Plantaginaceae</b> / <i>Plantago erosa</i> Wall.	Whole, seed
<b>Polygonaceae</b> / <i>Polygonum aviculare</i> L.	Whole
<b>Polygonaceae</b> / <i>Polygonum multiflorum</i> Thunb.	Root tuber
<b>Polygonaceae</b> / <i>Polygonum chinensis</i> L.	Whole
<b>Polypodiaceae</b> / <i>Pyrrosia lingua</i> (Thunb.) Farw.	Whole
<b>Polyporaceae</b> / <i>Ganoderma lucidum</i>	Whole
<b>Polyporaceae</b> / <i>Polyporus umbellatus</i> (Pers.) Fr.	Whole
<b>Polyporaceae</b> / <i>Poria cocos</i> Wolf.	Whole
<b>Pteridaceae</b> / <i>Pteris biaurita</i> L.	Whole
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Aconitum carmichaeli</i> Debx	Earthnut
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Aconitum nagarum</i> Stapf	Root tuber
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Cimicifuga foetida</i> L.	Rhizome, stem
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Clematis armandii</i> Franch.	Whole
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Coptis teeta</i> Wall.	Root
<b>Rubiaceae</b> / <i>Hedyotis diffusa</i> Willd.	Whole
<b>Rutaceae</b> / <i>Citrus medica</i> L.	Fruit
<b>Rutaceae</b> / <i>Evodia rutaecarpa</i> (juss.) Benth.	Fruit
<b>Rutaceae</b> / <i>Skimmia multinervia</i> Huang	Root, fruit
<b>Trilliaceae</b> / <i>Paris</i> spp.	Rhizome
<b>Umbelliferae</b> / <i>Angelica sinensis</i> (Oliv.) Diels	Root
<b>Umbelliferae</b> / <i>Bupleurum falcatum</i> Ledeb.	Whole
<b>Umbelliferae</b> / <i>Heracleum scabridum</i> Franch	Rhizome
<b>Umbelliferae</b> / <i>Notopterygium forrestii</i> Wolff	Rhizome
<b>Zingiberaceae</b> / <i>Alpinia blepharocalyx</i> K. Schum.	Seed

## B. Edible plants

Wild vegetables and edible fungi found in the forests become a major source of nutrition for the Lisu, Lu and Dulong people and they are also a safety net in years of poor harvest. They use the edible plants in diverse ways. 62 edible plant species of 47 genera of 34 families were found (Table 4).

Table 4. The plants and fungi used as food by the ethnic groups of the Gaoligongshan region.

Family / Species	Part used	Manner of use
<b>Actinidiaceae</b> / <i>Actinidia kungshanensis</i>	Fruit	Fresh fruit
C. Y. Wu et S. K. Chen		
<b>Actinidiaceae</b> / <i>Actinidia pilosula</i> Stapf. Et H.-M.	Fruit	Fresh fruit
<b>Actinidiaceae</b> / <i>Actinidia purpurea</i> Reha.	Fruit	Fresh fruit
<b>Actinidiaceae</b> / <i>Saurauia napaulensis</i> DC.	Fruit	Fresh fruit
<b>Agaricaceae</b> / <i>Collybia albuminosa</i> (Berk) Petch	Whole	Vegetable
	New leaf,	
<b>Amaranthaceae</b> / <i>Amaranthus tricolor</i> L.	seed	Vegetable
<b>Anacardiaceae</b> / <i>Toxicodendrom vernicifuum</i> Berk.	Seed	Making edible oil
<b>Angiopteridaceae</b> / <i>Angiopteris esculenta</i> Ching	Root tuber	Starch
<b>Araceae</b> / <i>Amorphophallus konjac</i> C. Koch	Root tuber	Vegetable
<b>Araceae</b> / <i>Colocasia esculenta</i> Schott	Stem tuber	Starch
<b>Araliaceae</b> / <i>Acanthopanax trifoliatus</i> (Linn.) Merr.	New leaf	Vegetable
<b>Araliaceae</b> / <i>Aralia chinensis</i> L.	New leaf	Vegetable
<b>Athyriaceae</b> / <i>Callipteris esculenta</i> J. Sm.	New leaf	Vegetable
<b>Auriculariales</b> / <i>Auricularia auricula</i> Underwood.	Whole	Vegetable
<b>Brassicaceae</b> / <i>Capsella bursa-pastroris</i> Medic.	Whole	Vegetable
<b>Brassicaceae</b> / <i>Cardamine hirsuta</i> L.	Whole	Vegetable
<b>Caesalpiniaceae</b> / <i>Bauhinia variegata</i> L.		
	var. <i>candida</i> Voigt.	Flower
		Vegetable
<b>Cornaceae</b> / <i>Dendrobenthamia capitata</i> Hutch.	Fruit	Fresh fruit, making wine
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea alata</i> L.	Stem tuber	Starch
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Stem tuber	Starch
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea hemsleyi</i> Prain et Burk.	Root tuber	Starch
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea pentaphylla</i> L.	Stem tuber	Starch
<b>Elaeagnaceae</b> / <i>Elaeagus umbellata</i> Thunb.	Fruit	Fresh fruit
<b>Elaeocarpaceae</b> / <i>Elaeocarpus braceanus</i>	Fruit	Fresh fruit
Watt ex C. B. Clarke		
<b>Ericaceae</b> / <i>Rhododendron decorum</i> Franch.	Flower	Vegetable
<b>Euphorbiaceae</b> / <i>Phyllanthus emblica</i> L.	Fruit	Fresh fruit & vegetable
<b>Fagaceae</b> / <i>Castanopsis delavayi</i> Franch.	Seed	Dried seed
<b>Gramineae</b> / <i>Chimonobambusa yunnanensis</i> Hsueh et al.	New shoot	Vegetable
<b>Gramineae</b> / <i>Fargesia declivis</i> Yi	New shoot	Vegetable
<b>Gramineae</b> / <i>Fargesia edulis</i> Hsueh et Yi	Shoot	Vegetable
<b>Gramineae</b> / <i>Fargesia praecipua</i> Yi	New shoot	Vegetable
<b>Juglandaceae</b> / <i>Juglans cathayensis</i> Dode.	Seed	Fresh & dried seed
<b>Juglandaceae</b> / <i>Juglans regia</i> L.	Seed	Making edible oil
<b>Leguminosae</b> / <i>Pueraria edulis</i> Pamp.	Root tuber	Starch

<b>Leguminosae</b> / <i>Pueraria thomsonii</i> Benth.	Root tuber	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Allium wallichii</i> Kunth	Whole	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Polygonatum kingianum</i> Coll. Et Hemsl.	Rhizome	Starch
<b>Liliaceae</b> / <i>Allium bulleyanum</i> (H. Léveillé) Airy Shaw	Whole	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Cardiocrinum giganteum</i> Makino	Bulb	Starch
<b>Liliaceae</b> / <i>Lilium davidii</i> Duch.	Bulb	Starch
<b>Liliaceae</b> / <i>Maianthemum fuscum</i> LaFr.	New stem & leaf	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Maianthemum henryi</i> LaFr.	New leaf	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Maianthemum oleraceum</i> LaFr.	New leaf	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Maianthemum purpureum</i> LaFr.	New leaf	Vegetable
<b>Liliaceae</b> / <i>Maianthemum tatsiense</i> LaFr.	New leaf	Vegetable
<b>Meliaceae</b> / <i>Toona sinensis</i> (A. Juss.) Roem.	New leaf	Vegetable
<b>Moraceae</b> / <i>Ficus auriculata</i> Lour.	Fruit	Fresh fruit
<b>Palmae</b> / <i>Caryota urens</i> L.	Pith	Starch
<b>Pinaceae</b> / <i>Pinus armandii</i> Franch.	Seed	Dried fruit
<b>Polyporaceae</b> / <i>Ganphalium offine</i> D. Don	New leaf, flower	Vegetable
<b>Polyporaceae</b> / <i>Lentinus edodes</i> Sing.	Whole	Vegetable
<b>Pteridaceae</b> / <i>Pteridium aquilinum</i> L. Kuhn (Braken)	New leaf	Vegetable
<b>Pteridaceae</b> / <i>Pteridium revolutum</i> Nakai	Rhizome	Starch
<b>Ramariaceae</b> / <i>Ramaria</i> sp.	Whole	Vegetable
<b>Rosaceae</b> / <i>Crataegus scabrifolia</i> (Franch.) Rehd.	Fruit	Fresh & dried fruit
<b>Rosaceae</b> / <i>Docynia indica</i> Decne.	Fruit	Fresh & dried fruit
<b>Rosaceae</b> / <i>Rubus obcordatus</i> Nguyen	Fruit	Fresh fruit
<b>Saururaceae</b> / <i>Houttuynia cordata</i> Thunb.	Whole	Vegetable
<b>Schizophyllqaceae</b> / <i>Schizophyllum commune</i> (Fr.) Fr.	Whole	Vegetable
<b>Solanaceae</b> / <i>Solanum photeinocarpum</i> Nakam et. Odash	New stem & leaf	Vegetable
<b>Stemonaceae</b> / <i>Alteris stelliflora</i> Hand.-Mazz.	Whole	Vegetable

#### C. Fodder resources

Wild fodder such as leaves, flowers and fruits are collected mainly to feed pigs. The local people strongly rely on wild fodder from the forest, such as wild banana (*Musa acuminata*) or the leaves and fruits of fig (*Ficus gasparriniana*) (Table 5). Oxen and goats also graze the wild fodder.

#### D. Other purposes

The people of the three ethnic groups make tools and daily necessities (hue-poles, basket material, fences, fertilizer, dye material, fiber and incense, etc.) from non-timber forest products (Table 6).

Table 5. The plants used as fodder by the ethnic groups of the Gaoligongshan region.

Family name / species name	Part used
<b>Balsaminaceae</b> / <i>Impatiens</i> spp.	Whole
<b>Betulaceae</b> / <i>Alnus nepalensis</i> D. Don	Leaf
<b>Brassicaceae</b> / <i>Cardamine macrophylla</i> Willd.	Whole
<b>Caprifoliaceae</b> / <i>Viburnum cylindrium</i> Buch.-Ham. Ex. D. Don	New leaf
<b>Gramineae</b> / Most species of the family	Whole
<b>Moraceae</b> / <i>Ficus gasparriniana</i> Miq.	Fruit
<b>Musaceae</b> / <i>Musa acuminata</i> Colla	Stem
<b>Polygonaceae</b> / <i>Polygonum</i> spp.	Whole
<b>Urticaceae</b> / <i>Gonostegia hirta</i> (Bl.) Miq.	Whole
<b>Urticaceae</b> / <i>Pilea</i> sp.	Whole
<b>Urticaceae</b> / <i>Urtica fissa</i> E. Pritz.	New leaf

Table 6. The plants used for other purposes by the ethnic groups of the Gaoligongshan region.

Family name / species name	Part used	Manner of use
<b>Anacardiaceae</b> / <i>Rhus chinensis</i> Mill.	Bark	Dye material
var. <i>roxburghii</i> (DC). Rehd.	Bark	Dye material
<b>Betulaceae</b> / <i>Alnus nepalensis</i> D. Don	Bark	Dye material
<b>Cannabiaceae</b> / <i>Cannabis sativa</i> L.	Bark	Fiber
<b>Dioscoreaceae</b> / <i>Dioscorea cirrhosa</i> Lour.	Leaf	Dye material
<b>Ericaceae</b> / <i>Vaccinium gaultheriifolium</i> (Griff.) HK. F. ex C. B. Clarke	Fruit juice	Material for solid tofu
<b>Gramineae</b> / <i>Fargesia edulis</i> Hsueh et Yi	Stem	Making containers
<b>Gramineae</b> / <i>Sinarundinaria</i> sp.	Stem	Material for making baskets
<b>Gramineae</b> / <i>Fargesia papyifera</i> Yi	Stem	Building and farming tool
<b>Juglandaceae</b> / <i>Juglans regia</i> L.	Bark, old root	Fiber, dye material
<b>Lauraceae</b> / <i>Litsea enosma</i> W. W. Smith.	Stem & leaf	Incense and fragrant material
<b>Moraceae</b> / <i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) L'Hérit. ex Vent	Stem	Fiber
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Aconitum ouvardianum</i> var. <i>pilopes</i>	Root tuber	Arrow poison
<b>Ranunculaceae</b> / <i>Aconitum</i> sp.	Root tuber	Arrow poison
<b>Staphyleaceae</b> / <i>Turpinia affinis</i> Merr. Et Perry	Stem	For growing mushrooms
<b>Theaceae</b> / <i>Schima</i> sp.	Bark	Incense
<b>Thymelaeaceae</b> / <i>Edgeworthia gardneri</i> (Wall.) Meisn.	Stem	Fiber
<b>Urticaceae</b> / <i>Boehmeria</i> spp.	Bark	Fiber

## 4. DISCUSSION

### (1) Factors influencing forest regeneration

Forest regeneration is influenced by both biotic and abiotic factors. It has been found that some Fagaceae species usually have had poor natural regeneration in their forest environment (Crow 1988, Thadami and Ashton 1995, Gardiner and Hodges 1998). Miura and Yamamoto (2003) reported that light may be the most important factor in seedling recruitment of *Castanopsis cuspidate* var. *sieboldii* at their sapling stage and their subsequent growth in Japan; similarly, the low light level in the understory beneath dense bamboo *Sinarundinaria nitida* is a probable factor affecting seedling establishment and survival in mountain forests in SW China (Taylor and Qin 1992, Liu et al. 2002b, Tang and Ohsawa 2002). This study indicates dense bamboo prevents survival of Fagaceae seedlings (Table 2). An inverse correlation is found in all the 4 forests between bamboo coverage in the understory and the number of surviving seedlings for all species. Though the major canopy species are somewhat shade tolerant, they still require a specific level of light intensity for seedling establishment. According to the field observation and the growth rate of trees, the shade tolerance of the major canopy species follows the order: *Machilus viridis* > *Castanopsis watii* > *Lithocarpus xylocarpus* > *Schima noronhae* (Wang 1983, Xie et al. 1983). *S.noronhae* is usually a pioneer species which grows after major disturbances, its co-dominance in the canopy layer in NA is probably due to cutting activities that occurred 40~50 years ago. *Lithocarpus xylocarpus* appears only in the canopy layer. The population of *L.xylocarpus* may disappear from the forest in future if its poor regeneration continues. The poor regeneration of the major canopy tree species is probably attributable to intense bamboo growth and a closed canopy, and consequent low level of light at ground level. The presence of bamboo *Sinarundinaria nitida*, in the understory is a common phenomenon in the mid-montane moist evergreen broad-leaved forest (Jin 1983). Its spread in the forests is a possible result of past major disturbances (Li et al. 2000). We found that the density of bamboo did not diminish with the increase of canopy closure. Finding a method of controlling the spread of bamboo may be important for the continuing survival of the forests.

Among factors affecting oak regeneration that were not measured for this study are damage to seed by insects and vertebrates, on the one hand (Herrera 1995, Fukumoto and Kajimura 2001), and on the other, seed dispersal by animals on which the regeneration of some oak species is strongly dependent (Griffin 1971, Borchert et al. 1989, Chambers and Macmahon 1994, Jensen et al. 2004). Ongoing monitoring on the sites should contribute to a more comprehensive understanding of the regeneration and survival of these Fagaceae species.

### (2) Conservation and the utilization of the natural forests

In Shuitang on the eastern slope of Ailaoshan, the Yi people on the mountain have been losing such cultural wealth as their knowledge on medicinal herbs, edible plants and fodder (see Fig. 5). Their interdependence with the forest is now a thing of the past. They have suffered landslides as a result of clearing and planting of crops which have not thrived and have failed to provide a sustainable lifestyle. On the other hand, physical environment and the traditional life-style have enabled the Lisu, Lu and Dulong to maintain their knowledge on medicinal herbs, edible plants and fodder.

Non-timber forest products are biological resources that are harvested from either natural or managed forests (Peters 1999). They include fruits, nuts, oil seeds, resins, gums, medicinal plants, spices, wildlife and wildlife products, dyes, ornamental plants, and raw materials. The sustainable harvest of non-timber forest products is a means of generating economic benefits without compromising their conservation (Plotkin and Famolare 1992, Leakey and Newton 1994). The relatively low impact of harvesting most non-timber forest products, compared to extracting timber, suggests that they may make a positive contribution to sustainable development, enabling forest biodiversity to be conserved while

augmenting the economic options available to the rural poor (Plotkin and Famolare 1992, Falconer 1996). The Lisu, Lu and Dulong people have depended on non-timber forest products resources which not only provide them with the daily necessities but also bring income for them as they remain in the mountain areas, selling herbal medicines in the local markets. Collecting plants is an important part of their daily life, and their religions and worship of the forests, rivers and mountains has guided them well, and kept them from over-harvesting. They have also cultivated several medicinal species. This not only provides cash income, but also, to a certain extent, conserves the biodiversity. Our results from the Gaoligongshan region affirm that the natural diversity and the cultural heritage have become invaluable resources in the area (Fig. 6).

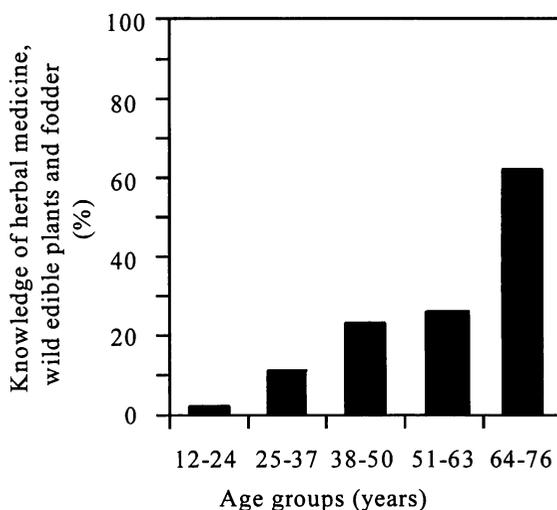


Fig.5 Average knowledge of medicinal plants, wild edible plants and fodder for age groups of the Yi people in Shuitang

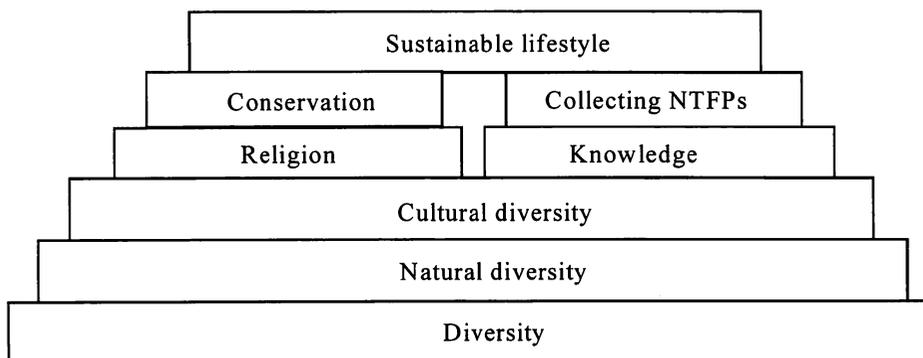


Fig.6 A pyramid diagram showing each of the upper categories is built up from its base  
NTFPs = Non-Timber Forest Products

## 5. REFERENCES

- Borchert, M.I., Davis, F.W., Michaelsen, J. and Oyler, L.D. 1989. Interaction of factors affecting seedling recruitment of blue oak (*Quercus douglasii*) in California. *Ecology*, 70: 389-404.
- Chambers, J. C. and Macmahon, J.A. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 25: 263-292.
- Crow, T.R. 1988. Reproductive modes and mechanisms for self-replacement of northern red oak (*Quercus rubra*)? a review. *Forest Sci.*, 34: 19-40.
- Dao, Z. L. and Guo, H. J. 1999. A study on diversity and sustainable use of Ericaceae in the Gaoligong Mountains 9 in Chinese with English abstract). *Acta Bot. Yunnanica*, (Suppl. 11): 24-34.
- Falconer, J. 1996. Developing research frames for non timber forest products: Experience from Ghana. In: Ruiz Perez, M. and Arnold, J. E. M. (Eds.). *Current issues in non-timber forest products research*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, Pp. 143-160.
- Fukumoto, H. and Kajimura, H. 2001. Guild structure of seed insects in relation to acorn development in two oak species. *Ecol. Res.*, 16: 145-155.
- Gardiner, E.S. and Hodges, J. 1998. Growth and biomass distribution of cherrybark oak (*Quercus pagoda* Raf.) seedlings as influenced by light availability. *Forest Ecol. Manag.*, 108: 127-134.
- Griffin, J.R. 1971. Oak regeneration in the upper Carmel Valley, California. *Ecology*, 52: 862-868.
- Herrera, J. 1995. Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecol. Manag.*, 76: 197-201.
- Hou, X.Y. 1983. Vegetation of China with reference to its geographical distribution. *Ann. Missouri Bot. Garden* 70: 509-548.
- Huang, J., Pei, S. J. and Long, C. L. 2004. An ethnobotanical study of medicinal plants used by the Lisu people in Nujiang, Northwest Yunnan, China. *Economic Bot.*, 58 (Suppl.): S253-S264.
- Jensen, P.A. Bongers, F. and Rodent, L. 2004. Seed mass and mast seeding enhance dispersal by a neotropical scatter-hoarding rodent. *Ecol. Monogr.*, 74 (4): 569-589.
- Jin, Z.Z. 1983. On the characteristics and nature of the evergreen broad-leaved forest in the Xujiaba region, Ailao Mts. In Wu, Z.Y. (Ed.), *Forest ecosystems of Ailaoshan, Yunnan* (in Chinese). Yunnan Science and Technology Press, Kunming. Pp. 204-214.
- Kira, T. 1991. Forest ecosystems of east and southeast Asia in a global perspective. *Ecol. Res.*, 6: 185-200.
- Leaky, R. R. B. and Newton, A. C. (Eds.). 1994. *Domestication of tropical trees*. MAB UNESCO Digest no. 17. UNESCO, Paris.
- Li, H., Guo, H.J. and Dao, Z.L. 2000. *Flora of Gaoligong Mountains* (in Chinese). Science Press, Beijing.
- Liu, W.Y., Fox, J.E.D. and Xu, Z.F. 2000. Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao mountain, Yunnan, south-west China. *Ecol. Res.*, 15 (4): 435-447.
- Liu, W.Y., Fox, J.E.D. and Xu, Z.F. 2002a. Nutrient fluxes in bulk precipitation, throughfall and stemflow in montane subtropical moist forest on Ailaoshan in Yunnan, south-west China. *J. Trop. Ecol.*, 18: 527-548.
- Liu, W.Y., Fox, J.E.D. and Xu, Z.F. 2002b. Biomass and nutrient accumulation in montane evergreen broad-leaved forest (*Lithocarpus xylocarpus* type) in Ailaoshan, SW China. *Forest Ecol. Manag.* 158 (1/3): 223-235.
- Liu, W.Y., Fox, J.E.D. and Xu, Z.F. 2003a. Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in Ailaoshan, SW China. *Plant Ecol.* 164 (2): 157-170.

- Liu, W.Y., Fox, J.E.D. and Xu, Z.F. 2003b. Nutrient budget of a montane evergreen broad-leaved forest at Ailao Mountain National Reserve, Yunnan, southwest China. *Hydrol. Processes* 17 (6): 1,119-1,134.
- Long, C. L., Li, H., Dao, Z. L. and Zhou, Y. L. 1999a. Ethnobotanical studies in the Gaoligong Mountains: 1. The Lemo People (in Chinese with English abstract). *Acta Bot. Yunnanica* 1999 (Suppl. 11):131-136.
- Long, C. L., Li, H., Zhou, Y. L., Dao, Z. L. and ABE, T. 1999b. Ethnobotanical studies in the Gaoligong Mountains: 1. The Dulong ethnic group (in Chinese with English abstract). *Acta Bot. Yunnanica* 1999 (Suppl. 11): 137-144.
- Miura, M. and Yamamoto, S. 2003. Effects of sprouting and canopy states on the structure and dynamics of a *Castanopsis cuspidata* var. *sieboldii* sapling population in an old-growth evergreen broad-leaved forest. *Forest Ecol. Manag.*, 183: 387-400.
- Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. *Vegetatio*. 57: 15-52.
- Ohsawa, M. 1993. Latitudinal pattern of mountain vegetation zonation in southern and eastern Asia. *J. Veg. Sci.* 4: 13-18.
- Peters, C. M. 1994. Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forest: an ecological primer. Biodiversity Support Program, 45 pp.
- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley, New York.
- Plotkin, M. J. and Famolare, L. M. (Eds.). 1992. Sustainable harvests and marketing of rain forest products. Conservation International-Island Press, Washington, DC.
- Qiu, X.Z., Xie, S.C. and Liu, W.Y. 1998. Studies on the forest ecosystem in Ailaoshan, Yunnan, China (in Chinese). Yunnan Science and Technology Press, Kunming.
- Tagawa, H. 1995. Distribution of lucidophyll oak-laurel forest formation in Asia and other areas. *Tropics* 5: 1-40.
- Tang, C. Q. and Ohsawa, M. 2002. Coexistence mechanisms of evergreen, deciduous and coniferous trees in a mid-montane mixed forest on Gaoligongshan, Sichuan, China. *Plant Ecol.*, 161:215-230.
- Taylor, A.H. and Qin, Z.S. 1992. Tree regeneration after bamboo die-back in Chinese *Abies-Betula* forests. *J. Veg. Sci.*, 3: 253-260.
- Thadami, R. and Ashton, P.M.S. 1995. Regeneration of banj oak (*Quercus leucotrichophora* A. Camus) in the central Himalaya. *Forest Ecol. Manag.*, 78: 217-224.
- Wang B.R. 1983. The dynamics of the evergreen broad-leaved forest in the Xujiaba region, Ailaoshan. In: Wu, Z.Y. (Ed.). *Forest ecosystems of Ailaoshan, Yunnan* (in Chinese). Yunnan Science and Technology Press, Kunming. Pp. 151-182..
- Wang, Y.Q. 1987. Nature conservation regions in China. *Ambio*, 16: 326-331.
- Xie, S.C., Qiu, X.Z. and Jing, G.F. 1983. A preliminary study on the growth rate of the major species component of *Lithocarpus xylocarpus* forest. In: Wu, Z.Y. (Ed.). *Forest ecosystems of Ailaoshan, Yunnan* (in Chinese). Yunnan Science and Technology Press, Kunming. Pp. 183-201.
- Yang, D. Y. 2003. Dependence of local community of western slope of Gaoligongshan Nature Reserve upon forest resources (in Chinese with English abstract). *Forest Inventory and Planning*, 28 (2): 54-56.
- Young, S.S. and Herwitz, S.R. 1995. Floristic diversity and co-occurrences in a subtropical broad-leaved forest and two contrasting regrowth stands in central-west Yunnan Province, China. *Vegetatio*, 119: 1-13.
- Young, S.S. and Wang, Z.J. 1989. Comparison of secondary and primary forests in the Ailao Shan region of Yunnan, China. *Forest Ecol. Manag.*, 28: 281-300.
- Young, S.S., Chris, C. and Wang, Z.J. 1992. A study of the structure and composition of an old growth and secondary

broad-leaved forest in the Ailaoshan of Yunnan, China. *Mountain Res. Devel.*, 12 (3): 269-284.

## 要約

# 中国雲南省亜熱帯地域の Ailaoshan、Gaoligongshan 山地における 湿潤山地常緑広葉樹林の構造と動態、および森林の 持続可能性の観点からみた森林と地域住民の関係

唐 勤

中国南西部雲南省に位置する Ailaoshan、Gaoligongshanの両山地において、それぞれ2箇所の湿潤山地常緑広葉樹林の個体群構造、更新動態、実生の生残に関する調査を行った。林冠層の優占種として、ブナ科(*Lithocarpus xylocarpus*, *L. craibianus*, *L. hancei*, *Castanopsis wattii*, *C. remotidenticulata*, *C. fabri*, *Castanopsis fleuryi*, *C. echidnocarpa*)、クスノキ科(*Machilus viridis*, *M. gamblei*, *M. longipedicellata*)、ツバキ科(*Schima noronhae*)、モクレン科(*Manglietia insignis*, *M. orandis*, *Alcimandra cathcartii*)などがみられた。森林は複数の階層からなっていた。全ての林冠種は多山型の直径階分布をしており、更新機会が断続的であることが示された。ササの被度が25%以上ある林床ではブナ科の生残実生を見つけることができず、林床のササの被度は木本実生の生残に影響を与えていた。ササの被度が高くなるほど生残する木本実生は少なくなるため、森林を持続させるためにはササの広がりを制御する方法を見つけることが重要になるだろう。

研究の第二段階として、植物採集、グループディスカッション、森林と現地住民との関係についての聞き取りなどにより、農村の地域評価を行った。その結果、Ailao山地東面の Shuitang では、現地住民が何世紀ものあいだ森林とバランスをとって生活してきたが、森林伐採や導入作物の栽培失敗によってそのバランスが崩れ、森林はもはや持続的な生活様式を支えることができなくなっていたことが明らかになった。一方、雲南省北西部の Gaoligongshan 山地に位置する Lujiang と Dulongjiang では、住民が森林を持続的に利用していた。74科122属にまたがる154種の植物が、薬や食料、燃料、その他の目的に用いられていた。野生植物とその利用方法に関する地域住民の知識および植物資源の管理方法は、保全計画の策定にとって非常に価値のある情報であり、ここではこれらの自然資源の持続的利用について討議する。

(推薦者：北澤 哲弥)

## Asian elephants in human-dominated landscapes: rogue crop predators, kind seed drivers

Ahimsa Campos-Arceiz<sup>1</sup>, Sampath K.K. Ekanayaka<sup>2</sup>, Mahinda Rupasinghe<sup>2</sup>,  
Seiki Takatsuki<sup>3</sup>, and Toshikazu Hasegawa<sup>4</sup>

### 1. BACKGROUND

The Asian elephant (*Elephas maximus*) is a species of global concern due to its cultural and ecological significance that has become Endangered (IUCN 2004) after disappearing from *ca* 95% of its historical range (Sukumar 2006). The rapid decline of Asian elephant populations in recent decades has been driven mostly by habitat loss and fragmentation, poaching, and increasing levels of human-elephant conflicts (HEC, Sukumar 1989). The latter is particularly true in South Asia, where elephants live in developed areas in close contact with humans (Leimgruber et al. 2003), which ensures conflict in the form of crop raiding and attacks on houses and people.

Sri Lanka is home to a population of 2,000~4,000 elephants (Santiapillai & Jackson 1990, Jayewardene 1994). Many of these elephants range in human-dominated landscapes outside protected areas where they frequently use paddy fields, banana plantations and other crops for feeding. To avoid crop losses to elephants, farmers make night guards in the cropping seasons, and repel elephants from entering the crops. In some cases elephants break through the walls of houses to feed on rice storages, which results in high levels of stress for both, villagers and elephants. This continuous struggle has resulted in fear and hatred from elephants toward people, and many fortuitous encounters of people with elephants in the forest end up fatally. Farmers respond killing elephants. Between 30 and 50 people, and more than 150 elephants, are estimated to die annually in Sri Lanka in HEC-related incidents. HEC in Sri Lanka poses a serious social problem and is the single main threat for elephants. Wildlife managers face the difficult task of combining efforts to protect an endangered species with such a negative impact over the lives and livelihoods of people.

The raiding behavior is not evenly distributed among elephants. Campos-Arceiz (2006) found that most of HEC incidents in SE Sri Lanka are caused by small groups of 1 to 3 elephants, suggesting that males bear a disproportional responsibility on the conflict. This is coherent with the hypothesis of “high risk-high gain” behavior proposed by Sukumar & Gadgil (1988). HEC incidents are also unevenly distributed in time and space. While some areas and periods are very prone to conflict incidents, others are not. Identifying the temporal and spatial patterns of HEC occurrence is the first step towards establishing prevention strategies. Understanding the reasons for these patterns is the only way to understand why elephants prefer to eat crops in spite of the associated risk of getting into conflict with people.

Moreover, the local disappearance of elephants can result in important but poorly understood ecological consequences. Elephants are unique in terms of their functional properties (*sensu* Dennis & Westcott 2006): being the largest terrestrial animals, they daily consume large amounts of food which results in serious disturbance for vegetation, they mobilize large amounts of nutrients through their feces, and probably they also contribute to vegetation dynamics by

---

1) Laboratory of Biodiversity Science, The University of Tokyo. Yayoi 1-1-1, Bunkyo-ku 113-0032, Tokyo, JP. ahimsa@camposarceiz.com

2) Department of Natural Resources. Faculty of Applied Sciences, University of Sabaragamuwa. Buttala, Sri Lanka.

3) Laboratory of Wildlife Ecology, Azabu University. Fuchinobe 1-17-71, Sagami-hara, Kanagawa 229-8501, Japan

4) Department of Cognitive and Behavioral Science, School of Arts and Sciences, The University of Tokyo, Komaba 3-8-1, Meguro-ku, Tokyo Japan

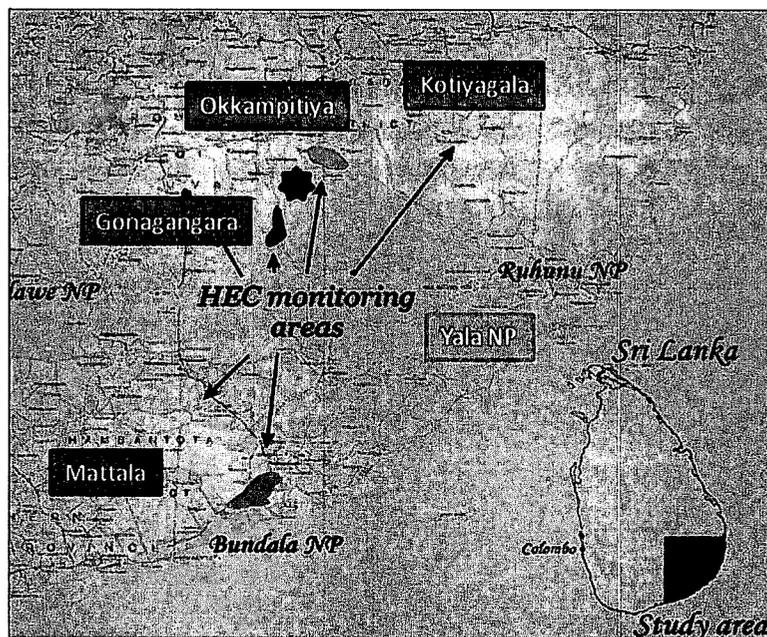
means of seed dispersal (Sukumar 2006). Are Asian elephants as much of a key species as the savanna elephants? If so, conserving elephants is not only a matter of keeping them within a few “elephant reserves” and more complex, landscape-level solutions must be envisaged.

We have conducted fieldwork around Yala National Park, southeastern Sri Lanka, with the objective of studying: 1) the movement patterns of a male Asian elephant in an area highly affected by HEC; 2) understanding the patterns and mechanisms of HEC incidents on the villages surrounding the park; 3) understanding the relative contribution of crops to the diet of elephants; and 4) to get an insight on the ecological function of elephants in forest dynamics by means of seed dispersal.

## 2. STUDY AREA

The southeastern region of Sri Lanka ( $6^{\circ}45'-21'N$ ,  $81^{\circ}7'-31'E$ ) is a dry tropical zone with a bimodal rainfall pattern. The main rainy season comes from September to December and the dry runs from May to mid-September, with the maximum drought occurring in August and early September. Average annual precipitation ranges from 1,000 to 2,000 mm. The vegetation is dominated by scrubs and semi-evergreen dry monsoon forests. Water is limited during the dry season and the main sources of water are a few rivers and a series of seasonal and permanent “tanks” (water reservoirs for irrigation purposes).

An extensive complex of NPs, including Yala, Lunugamvehera, and Bundala (Map 1), covers an area of more than 1,500km<sup>2</sup> and constitutes important habitat for elephants in the region. Elephants are abundant both inside and outside the parks. Outside the park complex human population is rapidly increasing, and elephant habitats are being lost.



Map 1 Southeast Sri Lanka. The dark star indicates the location where Gajaba was collared and found later; Gray labels indicate the areas monitored for human-elephant conflict; Light gray label: indicates Yala National Park

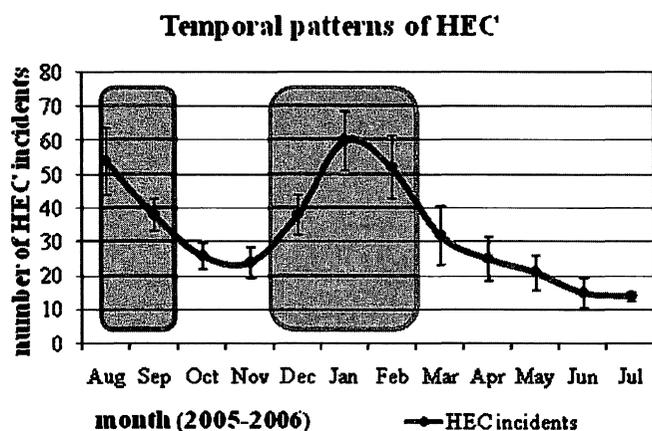


Fig.1 Temporal patterns in HEC incidents in SE Sri Lanka. Data from the four study sites are pooled together in this graph to show the general seasonal patterns of elephant raiding behavior  
 Light box represents months of severe drought; Dark box represents main cropping season in the area

### 3. METHODS

#### (1) GPS tracking

On April 2005 we set a GPS-VHF collar on a young male Asian elephant (named Gajaba) in Ilukpitiya, on the northern border of Yala National Park. We used a radio receiver to track the movements of this elephant in the field.

#### (2) Monitoring of HEC incidents

From August 2005 to July 2006 we monitored the occurrence of HEC incidents in four study areas around Yala NP. The areas are Mattala, Gonagangara, Okkampitiya, and Kotiyagala (see Map 1). In each of these areas we trained and hired a local person to record each incident in the form of crop raiding, attack to houses or people, produced by elephants.

#### (3) Food habits

From August 2005 to July 2006, ten dung samples were monthly collected in two of the study areas, Mattala and Okkampitiya, in order to study the composition of elephant diet using microhistological analyses (Stewart 1967). A reference collection of the epidermis of crops and wild plants present in the study area were collected and preserved to facilitate plant identification in dung samples.

#### (4) Seed dispersal by elephants

On the same two areas, 30 dung samples were collected on a monthly basis to identify and quantify the seeds dispersed by Asian elephants. One bolus from each dung pile was taken and gently washed over a 0.5mm mesh-size sieve. All seeds retrieved were preserved and later contrasted with a reference collection of wild and crop seeds for identification. Plants were classified according to their life forms (tree, shrub, climber, forb, grass), original habitat (forest, scrub, open areas), and origin (native vs. alien species). At present we have analyzed approximately 70% of the samples, so results in this section should be considered preliminary.

## 4. RESULTS

### (1) Tracking of elephant movements

We failed to get GPS or radio signals from Gajaba, the collared male Asian elephant. From September to December 2005 the elephant was intensively searched using (1) day and night searches from a vehicle using VHF receiver and yagi antenna, (2) walking forest transects with receiver and antenna; and (3) interviews to local people regarding the presence of elephants. In December 2005 we found Gajaba nearby the point where it had been collared. At this time we could confirm the malfunctioning of the GPS-VHF collar, and the movement tracking work was aborted. No further elephant collaring was possible during this period.

### (2) Monitoring of HEC incidents

From August 2005 to July 2006 we recorded a total 410 incidents in the four monitored areas (range = 37~172 per area). Most of incidents occurred in the form of crop raiding by elephants (91.2% of cases), but attack on houses (7.8%) and people (1%) were also remarkable. In this period six people were killed by wild elephants in two of the study areas. Two thirds of the conflict (66% of incidents) occurred in just five months: August-September (driest period of the year) and January-March (main cropping season).

### (3) Crops in the diet of elephants

Sampath K.K. Ekanayaka visited Japan in May 2006 to receive training on micro-histological analyses of herbivore feces. A collection of the epidermis of the main elephant food plants and crops has been elaborated since then. Dung samples have been also analyzed at the microscope, but unfortunately data has not yet been analyzed and cannot be included in the present report.

### (4) Seed dispersal by elephants

Seeds were found in 100% (N=251) and 92.1% (N=143) of the samples analyzed in Okkampitiya and Mattala, respectively. Preliminary results indicate that at least 54 different plant species are dispersed by elephants in the study area. Plants from the families Poaceae (grasses) and Leguminosae (legumes) were clearly dominant in elephant dung, accounting for 48% and 26% of the identified species (Fig. 2a). In terms of life forms, grasses (45%) were clearly dominant, although trees (23%) and shrubs (14%) were also common (Fig. 2b). By habitat, plants from open habitats (40%) were more abundant than those from forest (16%), scrub (20%), or crops (24%; Fig. 2c). Almost 40% of the plant species found in elephant dung belong to non-native species (this figure includes crop species, Fig. 2d).

## 5. DISCUSSION

This study provides sound information on the ecology of Asian elephants in relation to the conflict with local people and their ecological services in a human-dominated landscape of South Asia.

Unfortunately the efforts to track the movements of the young elephant male, Gajaba, didn't come to good term. At present there is very limited information on the space use and requirements of Asian elephants. In areas affected by HEC understanding the use of space by male elephants, and its relationship with seasonal variations and their reproductive condition, might be a key step towards the development of land use policies compatible with elephant conservation. However, as experienced in this project, elephant tracking is costly in terms of budget, time, and manpower. For future tracking attempts in this area we recommend the use of ARGOS technology for data transmission. Although this method

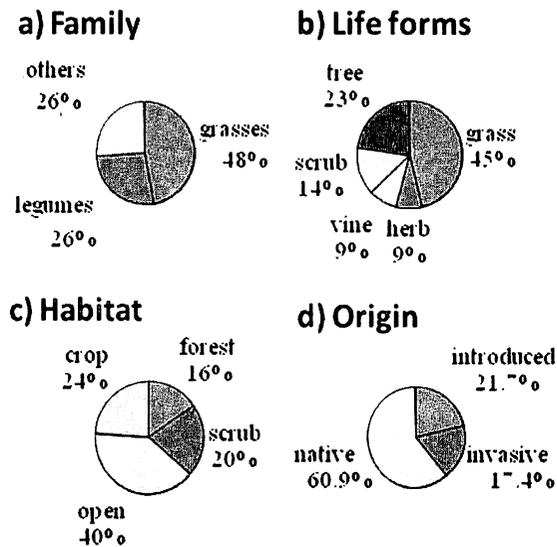


Fig.2 Distribution of plant species dispersed by Asian elephants in SE Sri Lanka a) by families; b) by life forms; c) by habitats; and d) by their origin

is more expensive than the use of GSM networks or UHF downloading devices, it permits to obtain the data wherever the animal is, and therefore reduces uncertainty on whether a lack of information is due to the animal moving into shade areas, or by a malfunction of the collar.

As described by Campos-Arceiz (2006) in the SE of Sri Lanka the occurrence of HEC incidents has marked temporal patterns. Elephants are much more likely to get into conflict in two particular periods: (1) during the peak of the dry season, and (2) during the peak of the cropping season. The SE of Sri Lanka is a dry area in which drought can be severe, especially by the end of the southwest monsoon. By August and early September, forage resources in natural habitats can be very limited for elephants. For the very same reason (lack of water) crops were traditionally scarce in the area, limited to small home gardens around people's houses. However, in recent decades, agricultural development in the form of irrigation has profoundly modified this traditional scheme. At present irrigated paddy fields and large banana plantations can be found throughout the region. The combination of low food resources in natural habitats and abundance of attractive agricultural food items results in the peak of conflict found during August and September.

So far this is the most detailed analysis of seed dispersal by Asian elephants. We found that elephants disperse the seeds of a large amount of plant species (54+), especially if compared with previous information in South India (11 species, Sivaganesan & Johnsingh 1995) or Thailand (7 species, Kitamura *et al.* 2007). The reason for this difference in the number of species is probably methodological, since this is the first study to examine elephant dung using a small-size mesh, and therefore identifying small seeds. Indeed grasses are the most common type of plant identified. Whereas frugivory (consumption of fleshy fruits) might be relevant for elephants in the forests of SE Asia, such as those from Myanmar (Campos-Arceiz pers. obs.) or Thailand (Kitamura *et al.* 2007), in South Asia it seems to be quantitatively much less important (Sivaganesan & Johnsingh 1995, present study). Asian elephants use different habitats in their daily movement patterns (scrub and forest at daytime and open habitats at evening, night, and early morning). We found that elephants can transport seeds from these different habitats, into each other. For example,

elephants can consume and disperse forest species into open areas during their nocturnal feeding. In SE Sri Lanka these open habitats are frequently abandoned slash-and-burn crop fields, at an early stage of the succession process. Elephants contribute to this succession, accelerating the arrival of forest species into these areas. It is remarkable too that elephants are generalist herbivores and their diet is very flexible according to habitat conditions. As more non-native plants are present in the landscape, elephants are incorporating these species into their diets. Due to the relatively large home ranges of Asian elephants, they can constitute a dangerous vector for invasive species.

Future efforts on the understanding of the raiding behavior of elephants in the study should be oriented to understand whether crops constitute a critical component of elephant diet during the dry season, or whether it is just comparatively more attractive than natural forage. This is important for the management implications. In the first cases (crops are necessary) the management priorities would be to increase the available food in natural habitats by habitat enrichment and to increase tolerance to crop losses in this period. In the second case, elephants should be completely prevented from accessing crops in order to avoid the development of crop eating habits. The efficacy of prevention methods like different fencing strategies, the use of chemical repellents (like chilly), and new creative ideas should be scientifically tested in order to help wildlife managers and policy makers on their decisions.

#### ACKNOWLEDGMENTS

We want to express our gratitude to Pro-Natural Foundation of Japan/ NACS-J which has funded this project in the period 2005-2006 through the “Overseas Grant” granted to Professor M. Rupasinghe, Sabaragamuwa University (SU). We thank also to the Department of Wildlife Conservation of Sri Lanka for the permission to conduct the elephant collaring which was funded by the Japanese Ministry of Education under a JSPS grant in aid for scientific research (B #15405009). The whole work has been possible due to the contribution of many people, from each farmer who kindly reported us the damage produced by rogue elephants, to our field data collectors who have done their work patiently. Special thanks go to P. Fernando (Centre for Research and Conservation, CRC) for his support and good advices regarding elephant ecology and conservation. E. Kudavidanage (SU); J. Pastorini, M. Gunawardene, and H.K. Janaka (CRC); and L. Santamaria and A.R. Larrinaga (IMEDEA) have kindly contributed at different stages of this work. Our sincere appreciation to all of them.

#### REFERENCES

- Campos-Arceiz, A. 2006. Temporal and spatial patterns in the occurrence of human-elephant conflict incidents in southeastern Sri Lanka. MSc Thesis. The University of Tokyo, 67pp.
- Dennis, A.J. & D.A. Wescott. 2006. Reducing complexity when studying seed dispersal at community scales: a functional classification of vertebrate seed dispersers in tropical forests. *Oecologia*, 149: 620-634.
- IUCN. 2004. 2004 IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. <http://www.redlist.org/>
- Jayewardene, J. 1994. The Elephant in Sri Lanka. The Wildlife Heritage Trust of Sri Lanka, Colombo, Sri Lanka.
- Kitamura, S., T. Yumoto, P. Poonswad and P. Wohandee. 2007. Frugivory and seed dispersal by Asian elephants, *Elephas maximus*, in a moist evergreen forest of Thailand. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 373-376.
- Leimgruber, P., J.B. Gagnon, C. Wemmer, D.S. Kelly, M.A. Songer & E.R. Selig. 2003. Fragmentation of Asia's remaining wildlands: implications for Asian elephant conservation. *Animal Conservation*, 6: 347-359.
- Santipillai, C., P. Jackson. 1990. The Asian Elephant : an Action Plan for its Conservation. IUCN/SSC Asian Elephant Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland.

Sivaganesan, N. & A.J.T.Johnsingh. 1995. Food resources crucial to the wild elephants in Mudumalai wildlife sanctuary, south India. In *A week with elephants*. Eds. J.C. Daniel and H.Datye. Bombay Natural History Society, Bombay and Oxford University Press, New Delhi. Pp.405-423.

Stewart D. R. M. 1967. Analysis of plant epidermis in faeces: a technique for studying the food preference of grazing herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 4 : 83-111.

Sukumar, R. 1992. *The Asian Elephant. Ecology and Management*. Cambridge University Press, Cambridge.

Sukumar, R. 2006. A brief review of the status, distribution and biology of wild Asian elephants. *International Zoo Yearbook*, 40 : 1-8.

Sukumar, R., M.Gadgil. 1988. Male and female differences in foraging on crops by Asian elephants. *Animal Behaviour*, 36 : 1,233-1,235.

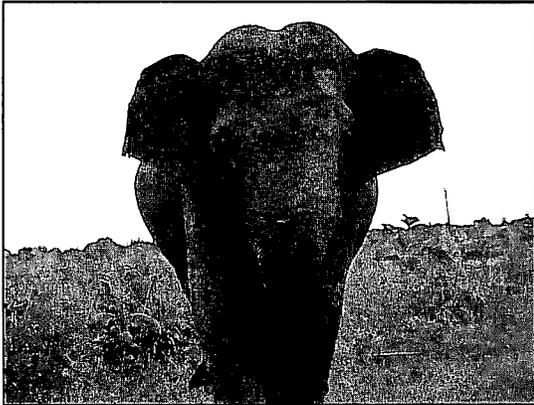


Photo 1 Rogue Asian elephant bull. In Sri Lanka most of bulls are tuskless  
(Photo by A.Campos-Arceiz)



Photo 2 Tracking Gajaba with a VHF radio receiver  
(Photo by A.Campos-Arceiz)

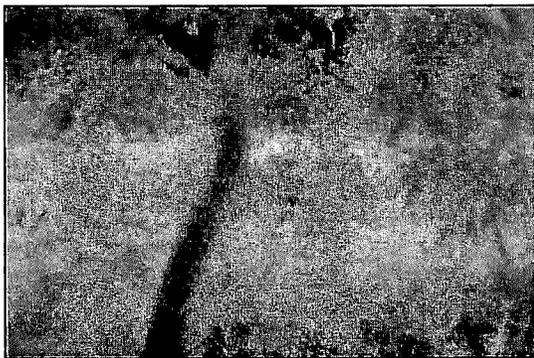


Photo 3 Gajaba with the malfunctioning collar  
(Photo by S.K.K.Ekanayaka)



Photo 4 Paddy field trampled by elephant herd  
(Photo by A.Campos-Arceiz)

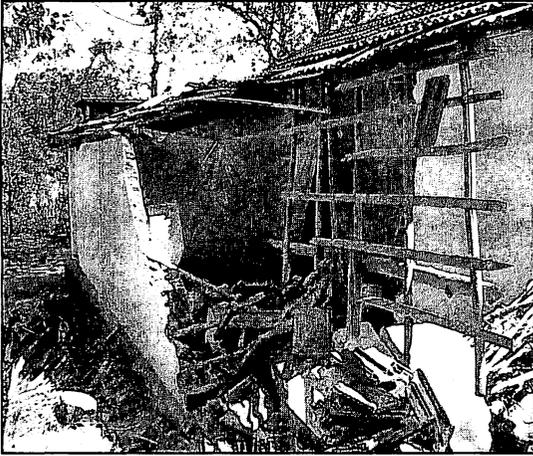


Photo 5 House attacked by a male elephant to feed on stored rice  
(Photo by A.Campos-Arceiz)

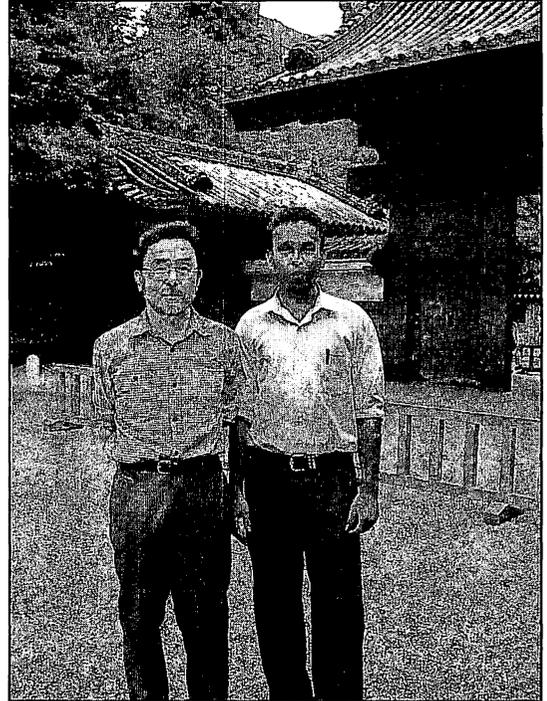


Photo 6 Sampath Ekanayaka with Professor Takatsuki during his visit to Japan in May 2006  
(Photo by S.Takatsuki)

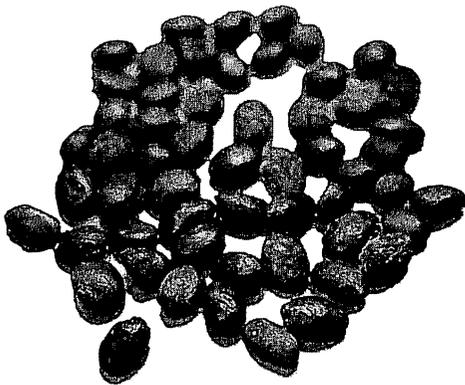


Photo 7 Maila (*Bauhinia racemosa*) seeds retrieved from elephant dung  
(Photo by A.Campos-Arceiz)

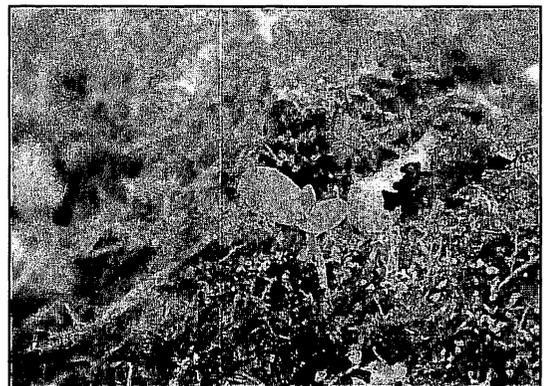


Photo 8 A seedling of woodapple (*Feronia limonia*) emerging from elephant dung  
(Photo by A.Campos-Arceiz)



Photo 9 Elephant footprints in a paddy field  
(Photo by A.Campos-Arceiz)

## 要約

# スリランカにおけるヒト居住地内に生息するアジアゾウによる 農作物の被害パターン及び採食状況

アイムサ・カンポス・アルセイズ、サンパス K. K. I カナヤカ、  
マヒンダ・ルパシंगा、高槻 成紀

ヒトとゾウの間の軋轢問題：2年間にわたり全6カ所から採取されたデータに基づき、軋轢の起こるパターンと時期について記述した。

糞のマクロ分析：農作物被害の頻度と度合いの推定量を算出し、さらに種子を持つ農作物を指標として採取した。

糞のミクロ分析：ゾウによる農作物被害の推定量を算出すると同時に、ゾウが採食する植物種の割合変動、年間の移動範囲と農作物被害の予測、さらにオスの群れとメスの群れについてそれぞれによる農作物被害の性質について評価した。

食性分析：東京大学で学んだ分析技術を応用／発展し、ゾウの食性分析を行った。Kotiyagala地区において植物の標本、全23種について各パーツ（葉の表面と裏面、樹皮、茎、莢、桿など）の採集と分析を終えた。

GPSによるモニタリング：Weli ara 地区において、GPS発信装置を装着したゾウの移動範囲をモニターする試みは、発信器がゾウからはずれてしまったため失敗に終わった。

(推薦者：長谷川 寿一)

# パラオ共和国のマングローブ植生と保全の必要性

## Studies on mangrove vegetation and necessity of mangrove conservation in the Republic of Palau

Alma Redep-Morris<sup>1)</sup>, Phoebe Sengebau<sup>1)</sup>, 持田幸良<sup>2)</sup>, Charlene Mersai<sup>3)</sup>,  
Arius Merep<sup>3)</sup>, Geory Mereb<sup>3)</sup>, 馬場繁幸<sup>4)</sup>

パラオ共和国は1994年に独立した新しい国であり、人口も19,907人と少なく、これまでにマングローブに関する詳細な調査は行われていなかった。プロ・ナトゥーラ・ファンドからの助成を受け、同国のマングローブに関する詳細な調査が行われた。その結果、これまで分布が知られていなかった*Rhizophora stylosa*を確認するとともに、*Rhizophora stylosa*群落、*Rhizophora mucronata*群落、*Sonneratia alba*群落、*Rhizophora apiculata*-*Sonneratia alba*群落、*Rhizophora apiculata*-*Bruguiera gymnorrhiza*群落、*Bruguiera gymnorrhiza*群落、*Lumnitzera litorea*群落に区分された。

以上の群落分類の結果から、パラオ共和国のマングローブ林は太平洋島嶼型であるが、東南アジア大陸型マングローブ林の構成種を一部に含んでおり、ミクロネシアの貴重なマングローブ林として、今後とも保全されるべきであると結論づけられた。

### 1. はじめに

ミクロネシアの島嶼国であるパラオ共和国は1994年に独立した新しい国である。4つの火山性の島と約200の隆起サンゴ礁あるいはサンゴ礁由来の石灰岩の島々から構成され、面積は488km<sup>2</sup>で屋久島(505km<sup>2</sup>)よりもやや狭く、人口は19,907人(2005年の国勢調査)である。4つの火山性の島々は通称high islandsと呼ばれバベルダオブ島、マラカイ島、アラカベサン島、コロール島で、それ以外の島々はlow landsと通称される。

独立後の首都はコロールであったが、昨年(2006年)10月にバベルダオブ島のマルキョク州に遷都された。

主要な産業は観光業と漁業であるが、美しく豊かなサンゴ礁が発達していることから、スキューバダイビングスポットとして、わが国からの観光客も多い。

最も大きな島がバベルダオブ島であり、そこにはミクロネシア最大のマングローブ林があるが、これまでパラオ共和国のマングローブ林については、詳細な調査が行われていなかった。今回プロ・ナトゥーラ・ファンドの助成により、パラオ共和国のマングローブに関する詳細な調査を行うことができたので、その結果について報告する。

### 2. 調査方法と調査場所

調査は2005年、2006年にわたって行った。調査方法は、ブラウン・ブランケ(1964)に基づいた。調査場所は、パラオ諸島に分布するマングローブ林のほぼ全域(10島)110余の地点で行った(図1)。

1) パラオ共和国資源・開発省

2) 横浜国立大学教育人間科学部

3) パラオ共和国国際サンゴ礁センター

4) 琉球大学熱帯生物圏研究センター

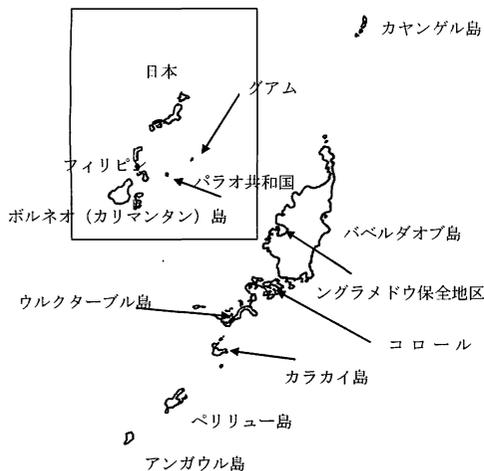


図1 パラオ共和国の島々

### 3. 結果と考察

パラオ共和国のマングローブについては、米国農務省の依頼を受け1987年に Cole *et al.* が、また2000年に Metz が報告書を公表しており、それには *Rhizophora apiculata* と *R. mucronata* を記載しているが、*R. stylosa* が分布しているとの報告はなされていない。しかしながら、今回の調査を通じて、パラオ諸島の南に位置するペリリユー島を中心に *R. stylosa* が分布していることを、はじめて確認することができた。

この、ペリリユー島での *R. stylosa* の分布も踏まえ、今回の調査結果をまとめたのが表1である。

表1から明らかなように、パラオ諸島のマングローブ林は、7つの群落型に大別された。それらは A: *Rhizophora stylosa* 群落、B: *Rhizophora mucronata* 群落、C: *Sonneratia alba* 群落、D: *Rhizophora apiculata* - *Sonneratia alba* 群落、E: *Rhizophora apiculata* - *Bruguiera gymnorrhiza* 群落、F: *Bruguiera gymnorrhiza* 群落、G: *Lumnizera littorea* 群落であった (写真1~7参照)。

表1 パラオ諸島マングローブ林の群落類型 (Summary table of mangrove vegetation on Palau Islands)

Community type	A		B		C	D	E						F	G		
	1	2	1	2			1	2	3	4	5	6			7	8
Number of Revele	6	4	7	14	8	6	5	4	4	5	7	8	6	3	9	3
Total number of species	1	5	1	8	8	8	7	9	11	19	5	28	18	13	16	9
Differential spp. of community																
<i>Rhizophora stylosa</i>	V <sub>(1~5)</sub>	IV <sub>(1~4)</sub>			I <sub>(+)</sub>											
Differential spp. of community																
<i>Rhizophora mucronata</i>			V <sub>(1~5)</sub>	V <sub>(2~5)</sub>	I <sub>(+)</sub>	I <sub>(+)</sub>	I <sub>(2)</sub>									
Differential spp. of community																
<i>Sonneratia alba</i>		III <sub>(2~4)</sub>	V <sub>(2~5)</sub>	V <sub>(4~5)</sub>	V <sub>(1~4)</sub>		IV <sub>(2~3)</sub>	IV <sub>(2)</sub>	V <sub>(1~3)</sub>					I <sub>(+)</sub>		
Differential spp. of community																
<i>Rhizophora apiculata</i>						V <sub>(1~4)</sub>	V <sub>(1~5)</sub>	IV <sub>(1~5)</sub>	IV <sub>(1~4)</sub>	V <sub>(1~4)</sub>	V <sub>(1~5)</sub>	IV <sub>(2~4)</sub>	V <sub>(1~3)</sub>	III <sub>(1~3)</sub>		
<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>		III <sub>(1~3)</sub>	V <sub>(1~4)</sub>	II <sub>(+)</sub>	I <sub>(+)</sub>	I <sub>(+)</sub>	V <sub>(1~4)</sub>	IV <sub>(2~4)</sub>	IV <sub>(3~4)</sub>	IV <sub>(1~4)</sub>	V <sub>(2)</sub>	V <sub>(1~3)</sub>	V <sub>(1~2)</sub>	II <sub>(1~2)</sub>	V <sub>(2~5)</sub>	II <sub>(1~2)</sub>
Differential spp. of subcommunity																
<i>Ceriops tagal</i>						I <sub>(+)</sub>		IV <sub>(1~4)</sub>	IV <sub>(1~4)</sub>	V <sub>(1~3)</sub>	III <sub>(1~5)</sub>	V <sub>(1~2)</sub>				
<i>Xylocarpus granatum</i>			I <sub>(+)</sub>		I <sub>(+)</sub>	I <sub>(+)</sub>	I <sub>(2)</sub>	II <sub>(+)</sub>	V <sub>(2~4)</sub>	V <sub>(1~4)</sub>	IV <sub>(1~5)</sub>	V <sub>(1~3)</sub>	II <sub>(1~2)</sub>		II <sub>(+)</sub>	
<i>Nypa fruticans</i>								I <sub>(+)</sub>	III <sub>(1~5)</sub>		IV <sub>(1~4)</sub>	IV <sub>(1~4)</sub>	I <sub>(3)</sub>		I <sub>(3)</sub>	
<i>Lumnizera littorea</i>										I <sub>(2)</sub>	V <sub>(1~4)</sub>	IV <sub>(2~4)</sub>			III <sub>(1~5)</sub>	
<i>Scyphiphora hydrophyllacea</i>												V <sub>(1~4)</sub>				
<i>Avicennia alba</i>														III <sub>(1~5)</sub>		

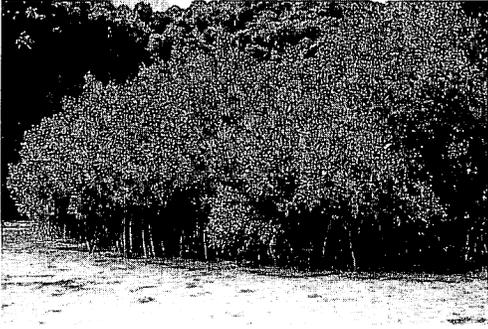


写真1 *Rhizophora stylosa* 群落

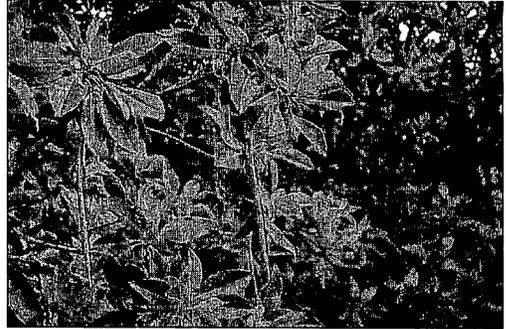


写真2 *Rhizophora mucronata* 群落

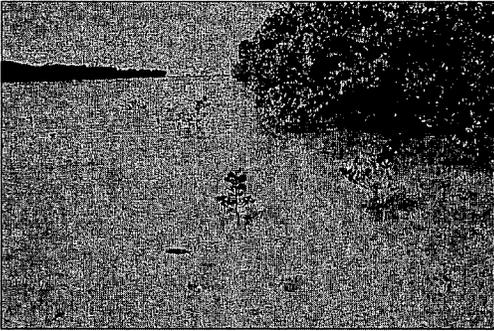


写真3 海岸前面の *Sonneratia alba* 群落



写真4 壮齢の *Sonneratia alba* 群落



写真5 *Rhizophora apiculata*-*Bruguiera gymnorrhiza* 群落



写真6 *Bruguiera gymnorrhiza* 群落



写真7 *Luminitzera littorea* 群落



写真8 表1のE-3に該当する *Xylocarpus granatum* を伴う下位群落

今回がパラオ諸島での初記載にあたる*R.stylosa*群落と、従来からの*R.mucronata*群落、すなわちA群落とB群落は、*S.alba*と*B.gymnorhiza*を伴わない典型下位群落(A-1、B-1)と、*S.alba*と*B.gymnorhiza*を伴う下位群落(A-2、B-2)に区分された。

*R.mucronata*と*R.stylosa*と同属である*R.apiculata*はD:*R.apiculata*-*S.alba*群落、E:*R.apiculata*-*B.gymnorhiza*群落に区分され、後者のE群落は*S.alba*を伴う下位群落(E-1)、典型下位群落(E-2)と*X.granatum*を伴う下位群落(E-3:写真8)に区分された。E-3下位群落は、さらに下位単位として*Ceriops tagal*を伴う群落(E-3a)と*Avicennia alba*を伴う群落(E-3b)とに区分された。

また、今回区分された7つの群落型の構造と配列上の特徴は、以下に述べる通りであった。

マングローブ林の海に最も近い海側林縁部には、A~D群落が生息していた。A~D群落では立地環境、特に表層堆積物の違いによって、群落構成植物が異なっているように見うけられた。

A、B群落は、立地的にみると、海岸林縁部の泥質な土壤に成立しており、10~30m幅でパッチ状に出現し、樹高は5~15mで高密度な樹幹で特徴づけられていた。特にA群落は、パラオ諸島の南に位置するペリリュー島を中心にのみ分布し、それに対してB群落は中部から北部バベルダオブ島に分布していた。

このように*R.stylosa*が南部のペリリュー島を中心にのみ分布し、B群落の群落構成要素、すなわち*R.mucronata*がパラオ諸島の中部並びに北部に出現する理由は、今回の調査では明らかにすることはできなかった。

C群落は海側林縁部の主に砂質な土壤に10~30m幅で帯状に出現し、調査を行ったほぼ全域に分布が認められた。*S.alba*の樹高は10~20mで、直立型の樹形が多くみられた。このC群落は、同じマイクロネシアのポンペイ島やコスラエ島でも報告されているが(Mochida *et al.* 1994)、そこでは伏条型の樹形を成すのに対して、パラオ諸島では直立樹形を示すことが多く、この樹形的は異なりが、パラオ諸島の特徴であると言えた。

D群落は、海側林縁部あるいはA~C群落の後背地の砂質~泥質な土壤に成立していた群落であった。

E群落、すなわち*R.apiculata*-*B.gymnorhiza*群落は、パラオ諸島マングローブ林の中心をなす群落で、その分布面積も広く、多くの下位群落から構成されていた。

これまでのマレー半島など大陸型のマングローブ林の調査では、E-3a群落は*Ceriops tagal*-*Xylocarpus* spp.群落に相当していたが、パラオ諸島では、その一部に*L.litorea*が高常在度で出現するところが、マレー半島との違いと認められた。

またE-3b群落は、最も陸側に分布する群落の一つであったが、ポンペイ島やコスラエ島では、この群落の分布は報告されていなかった。しかも、マレー半島では*A.alba*と*S.alba*の両種は、海側林縁部の主要構成種であり、最も陸側に分布しているE-3群落の構成種にはなっていないことも、パラオ諸島の特徴の一つと考えられた。

F群落は面積的に狭く、しかもマカラカル島ジェリーフィッシュ・レイク湖岸やウルクタブル島の小河川谷底面などの、潮汐の影響が小さい立地環境のみに成立していた。

G群落、すなわち*Lumunizera litorea*群落は、パラオ諸島に最も北に位置するカヤンゲル島の沼沢地(表層水塩分濃度0.2%)に、沼を縁取るように5~10m幅で成立していた群落であった。樹高は4~8mで3層構造となり、多数の萌芽幹があり、構成種は4~7種であった。この群落型はパラオ諸島の他の地域では確認できなかった。

#### 4. おわりに

パラオ諸島は、大小様々な島々から構成されているが、今回の調査の結果、南のペリリュー島を中心に*R.stylosa*が分布し、北のカヤンゲル島では*L.litorea*群落が見られるなど、個々の島ごとに特徴的な群落があることが明らかにできた。また、最も大きな島であるバベルダオブ島のングレメンドウ保全地区(Ngaremeduu conservation area)にはマイクロネシア最大の広がりをもったマングローブ林が分布しており、しかもそこにはマイクロネシアでは絶滅の危機に

直面しているワニの棲息も確認されている。

人口の少ないパラオ共和国では、国の収入の大きな部分を観光が占めており、持続可能な方法での観光資源の開発と利用が、これからの重要な課題と考えられる。また、人口が少ないことから、環境保全に関する省庁の人員も極めて少なく、地域住民の環境保全への参加なくしては、環境保全活動を推進することも容易でないことが現状である。

そのような現状を考えると、現金収入の道が限定される村落住民に現金収入の機会を保証しながら、環境を保全する方策を考慮することが、小さな島での住民参加型の保全活動を推進する上で、最も重要なことと考えている。

今回のプロ・ナトゥーラ・ファンドでの助成によ

り、パラオ共和国のマングローブ林の群落構造が明らかになり、合わせてこれまで報告されたことのない*R.stylosa*の分布が確認できたが、この報告書が、これからの同国のマングローブ林の保全活動が少しでも貢献できることを希望している。

#### 引用文献

- Cole, T. G *et al.* 1987. Vegetation survey of the Republic of Palau. Forest Service, USDA.
- Metz, W. D. 2000. The Palau mangrove management plan, Vol. I, Vol. II. Forest Service, USDA.
- Mochida *et al.* 1994. A phytosociological description of the mangrove forests on Kosrae Island, Micronesia, and Bohol Island, the Philippines. *Ecological Review*, 23:67-76.

# The patrol for the conservation of orangutan habitats and the distribution of orangutan nests in Kutai National Park, East Kalimantan, Indonesia

Akira Suzuki<sup>1)</sup>, Johansya<sup>2)</sup>, Amat<sup>2)</sup>

## Summary

Our patrols had been done for the conservation of habitats of orangutans in Kutai National Park, Indonesia. Including the villagers from Sangatta, the patrol party was composed of several persons and patrolled the forest every month.

The surveys on orangutans nest's distribution reviewed the important position of Kutai National Park for the conservation of orangutans and the wild life of Kalimantan, Indonesia. Surveys were conducted with various forms, such as the helicopter survey from the air (Other funds). Our survey serves as preliminary arrangements of this helicopter investigation.

## 1. INTRODUCTION

We have been conducting the patrol for the redacting the timber cutting and farming in the area of the Kutai National Park since after the second forest fires in 1998. We have reported the illegally loggings to the National Park office at Bontan. Because we have not police rights for the illegal logging, so in order to drive them out completely, they must be arrest somebody like a police.

This signboard (photo 2) was made by the illegal logger. We confiscated these boards. And we replaced with new one. He (photo 1) is a real owner who has a right using this forest. Such a signboard is effective in order to prevent logging.

Our patrol made the illegal logging reduce in the National Park. However, in order to make this patrol more effectively, it is necessary to continue these patrols further from now on.

We also surveyed the distribution of orangutans' nests. Detailed investigation was conducted especially in June 2006. Many nests were seen along the river; S.Sangatta river, S. Melawan river, and S.jeley river.

But the illegal logging actions had increased rapidly and expanded widely from the end of the August to September 2006, when arriving the new information on which new committee started to discuss about the released areas where will be divided to public from the National Park area. We could do nothing at all to such an illegal public powers of dwellers in the situation of Indonesia.

But we think it should be complicated for the conservations of the orangutan habitats and we have to make an effort to reduce the illegally logging in the National Park. The dwellers illegal actions increased in number and The National Park could not stop it at all.

## 2. THE SURVEY OF THE NEST DISTRIBUTION OF ORANGUTANS

The results are shown on Fig.1 on the distributions of orangutans in the areas of S.Melawan river and S.Sangatta river

---

1) Japan-Indonesia Orangutan Research and Conservation Committee, 5-11-8 Ikuta Tama Kawasaki, Japan

2) Camp Kakap TNK, Sangatta, Kutai Timur, KAL TIM, Indonesia

area in the north-Eastern part of Kutai National Park and S. Jelly river area (Fig.2 & Fig.3).

And the nest numbers which we counted on the helicopter surveys on 13-15 Nov. 2006 and the Pre-investigation surveys are shown on the same Fig.1 & 2.

We are conformed that Kutai National Park has unique position for the conservation of orangutans in East Kalimantan even after the second big forest fires in 1997 and 1998.

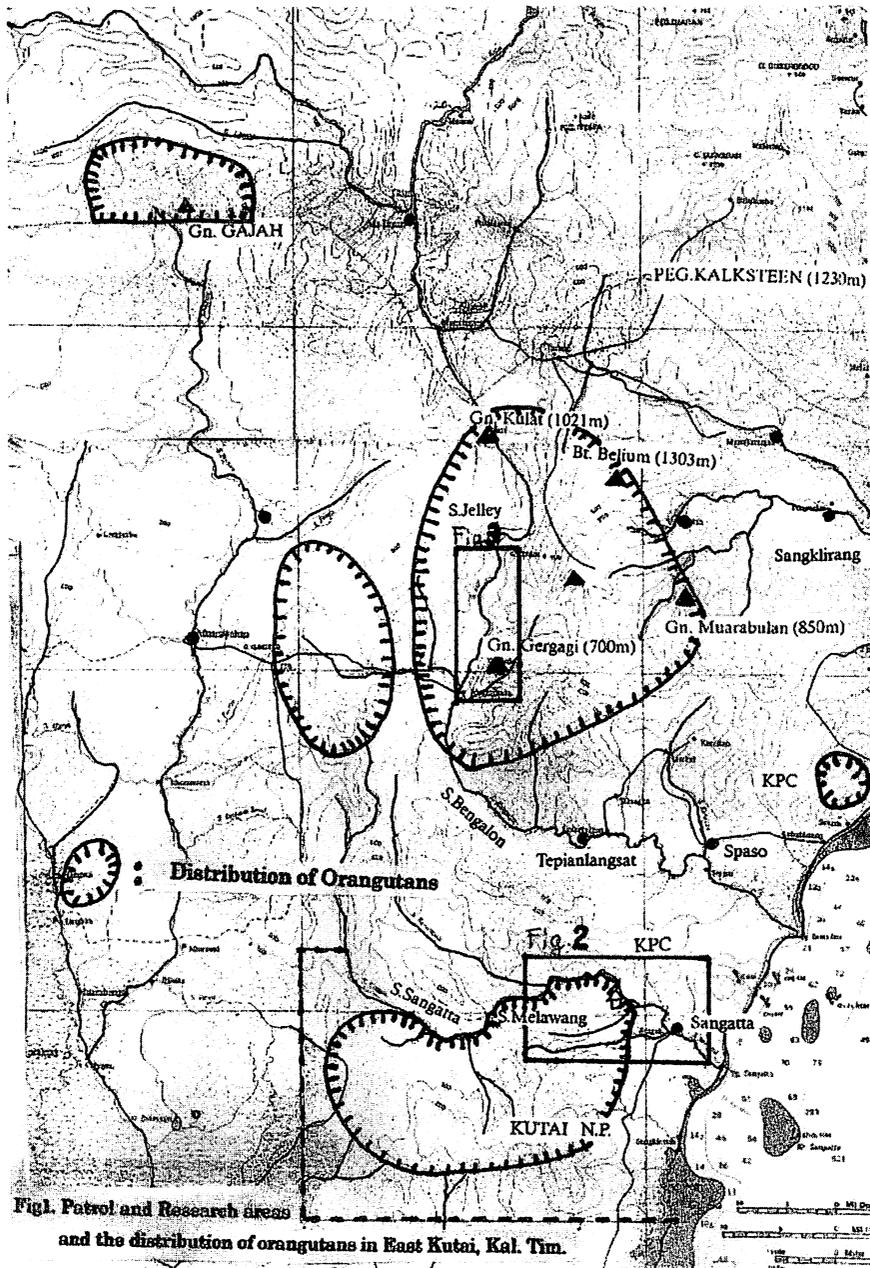


Fig. 1 Patrol and research areas and the distribution of orangutans in East Kutai, Kal.Tim

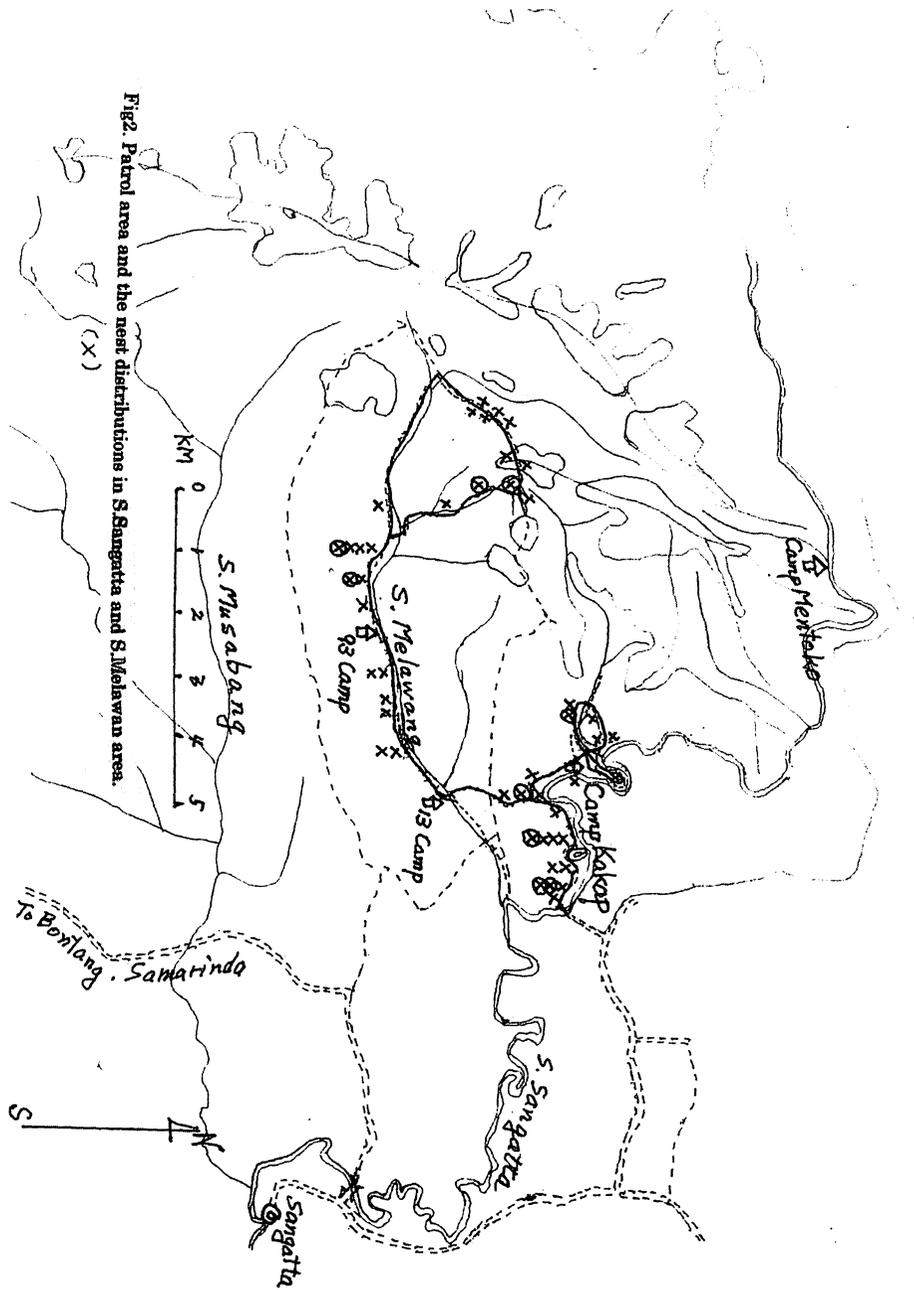


Fig. 2 Patrol area and nest distributions in S. Sangatta and S. Melawan area

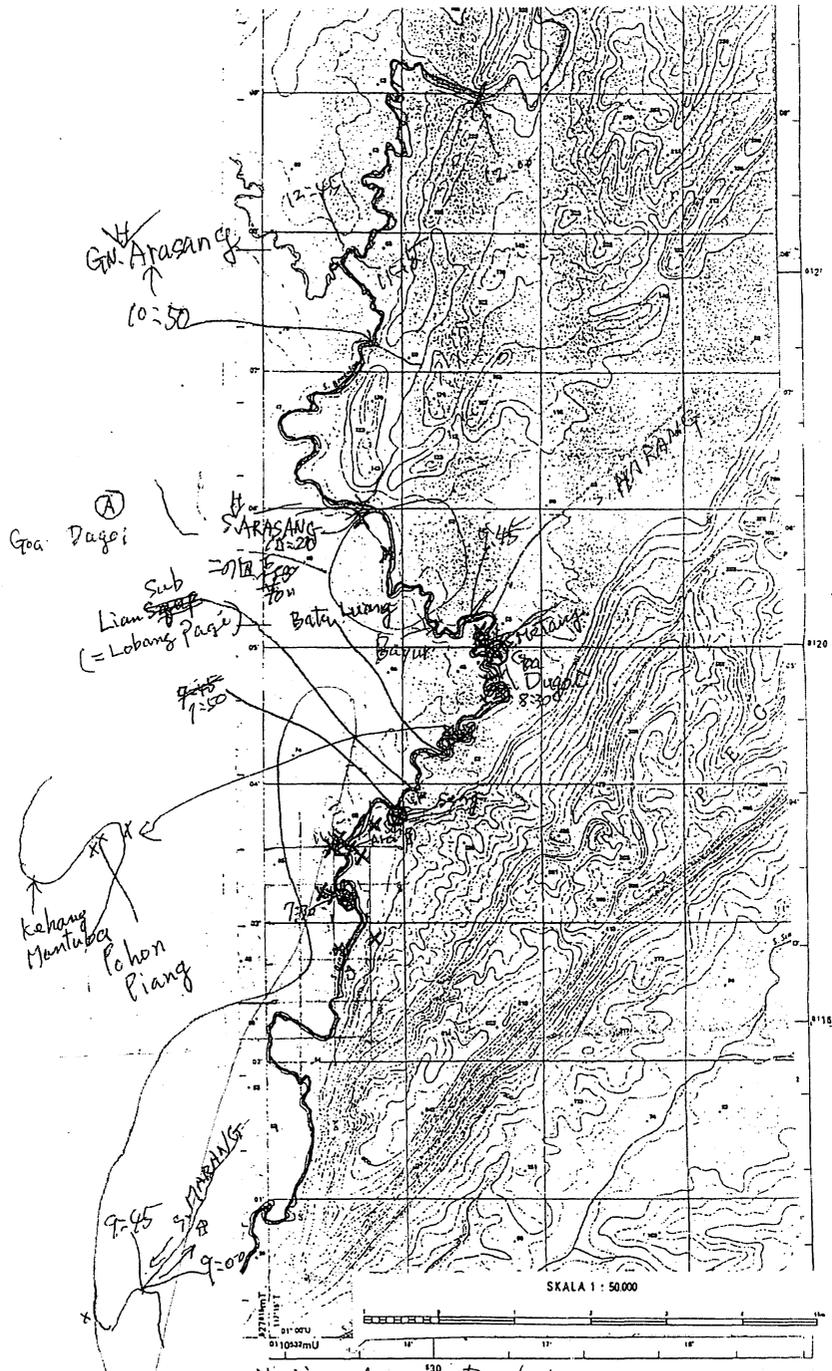


Fig.3. Orangutans' nest distribution in S. Jelley area

Fig. 3 Orangutans' nest distribution in S. Jelley area



Photo 1 Real owner of this forest

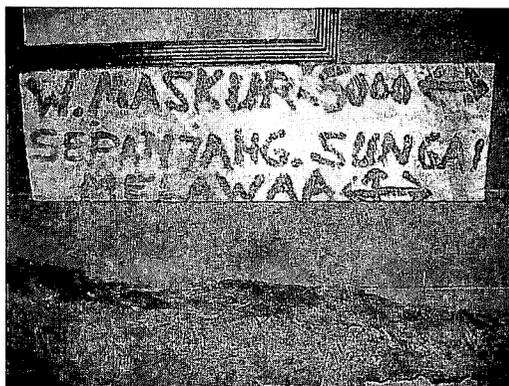


Photo 2 Signboard made by illegal logger



Photo 3 The felled tree

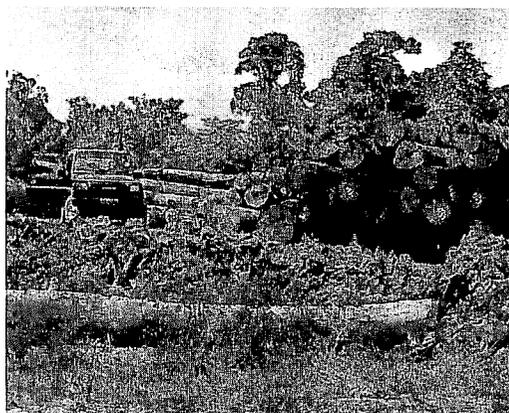


Photo 4 Lumberyard



Photo 5 Good forest where a big tree remains



Photo 6 Orangutan



Photo 7 S. Sangatta

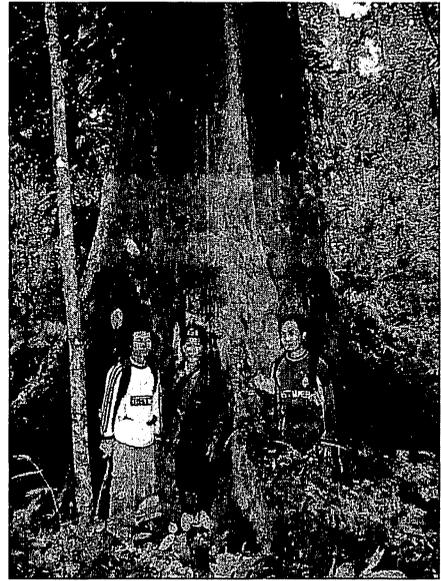


Photo 8



Photo 9

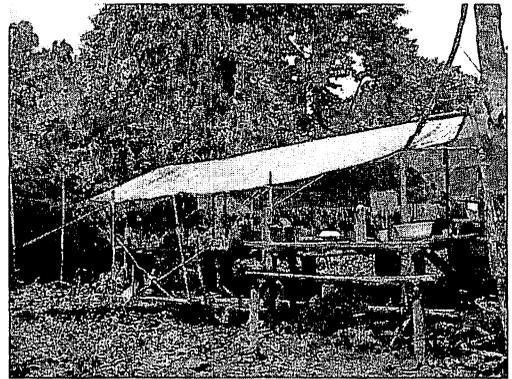


Photo 10 Base camps



Photo 11

## 要約

# 野生オランウータン生息地における住民参加の 森林パトロール活動と動態調査

ナスーチャ・ジョハンシャ

クタイ国立公園内での森林伐採・入植による耕地化などの違法行為を減ずるために2001年から森林パトロールを行ってきた。一時その行為は減少するかに見えた。しかし2006年8月から9月、国立公園の住民が違法に居住した地域を国立公園の指定地域からはずし除外地とする案を検討するための委員会が政府に発足したことで自体は悪化。その情報が現地に流れると再び違法行為は活発化し、既得権で利権を主張しようと違法入植はますますひどくなっている。国立公園の役人はこれを放置するので手の施しようがない。こうした中で我々のパトロールは乱伐の歯止めとなっているが、今後も継続することが重要である。

オランウータンの巣の分布を各地で観察した。本報告ではムラワン川とジェレ川の例を図で示した。巣の分布調査は最終的にこの地帯一帯のオランウータンの生息数の割り出しのために重要な調査であるが、本調査では主にクタイ国立公園内部の森を地上から調査し、詳細な動態調査を行った。こうした地上からの調査(複数)を踏まえて、2006年11月には東クタイ県全域をヘリコプターで上空から広域調査(本助成事業外)した。クタイ国立公園でも、森林の状態がよい地域には特にオランウータンが高密度で分布していることが判明した。

(推薦者：鈴木 晃)

# Human-wildlife conflict in the north of Odzala National Park, Republic of Congo

Mikiko Hagiwara

## SUMMARY

In the villages along the northern boundary of the Odzala National Park in Republic of Congo, damages of crop raiding by elephants and other wildlife were investigated from November 2005 to September 2006 and effectiveness of preventive measures were examined. In village Mielekouka 40 farmers' fields (88.9%), and village Goa, 27 farmers' fields (37.5%) were devastated by elephants both inside and outside the park. The damage level has intensely increased compared with the past record collected by park officer, and incidents occurred all through the year, which gave serious impact on villagers' lives. Their principal food plantain banana was especially proffered by elephants and gorillas. Farmers seldom took preventive measures to protect crops due to fear of elephants and resentment to the park authority, but making fire and vigilance done by a few farmers showed effectiveness. Among the experiments by the investigator practiced in a field being raided by elephants, a barrier of long cloth soaked with used engine oil and chili pepper could keep elephants away for 3 months. Since most of farmers refuse everyday work for protecting crops, this method is expected to be developed.

## 1. INTRODUCTION

### (1) Background to the study

In all range states of African elephants, conflict between people and elephants has become a serious problem, especially in competing food which farmers grow (Hoare 1999). Many researches and wildlife authorities have been studying this issue and various preventive measures have been developed. However, in the tropical forests in Central Africa, the best solution is not established because of its agricultural style and surrounding dense forests.

Odzala National Park in the northwestern part of Republic of Congo was expanded in 2001 and local people in small villages located along the northern border of the park have been involved in 'conservation' since then. At the same time, however, because of the rampant incidents of crop raiding by elephants, gorillas, chimpanzees and bongos, villagers have been suffered from hunger and loss of cash income. Park staff had been collecting damage data, and the government recognized this as a serious problem, but they lacked expertise to systematically investigate the issue to find the best solutions. This has caused adverse sentiment of villagers toward local authorities, while the cooperation and understanding of local people is inevitable for sound management of the protected area. This project was conducted for the urgent need to systematically investigate the situation of the conflict between wildlife and people to find a sustainable solution, in collaboration with local officers.

### (2) Objectives

- 1) To investigate the damage of crop raiding by wildlife systematically and spatially to clearly figure out the extent

and its influence to villagers in the northern Odzala.

- 2) To support preventive measures which villagers take and examine its effectiveness.
- 3) To investigate and analyze ecological aspects of crop raiding by wildlife.
- 4) To make a proposition of sustainable measures to manage human-wildlife conflict.

### (3) Study Area

Odzala National Park is located at the north of the equator in Republic of Congo in Central Africa (0°09'-1°35' N, 14°18'-15°21' E). Created in 1935 with the size of 2,850km<sup>2</sup>, the park was extended to 13,200km<sup>2</sup> in 2001 and renamed Parc National d'Odzala-Kokoua (PNOK). Since 1992 ECOFAC-Conservation and rational use of forest ecosystems in Central Africa- has started conservation and development program in collaboration with the Congolese Government; Le Ministère de l'Economie Forestière et de l'Environnement (MEFE). Vegetation of the PNOK consists of a forest-savanna mosaic in the south and the wet tropical semideciduous forest to the north. Most of the forest is semi-evergreen, with a fairly open canopy and a dense Marantaceae understory; most of the rest is taken up by swamp-forest (Maisels 1996, ECOFAC 2004). The climate is characterized with the moderately high temperature of 23 to 25°C, annual rainfall of more than 1,500mm, with relative humidity always higher than 80% (Maisels 1996). The bimodal rain seasons consist of 'major rainy season' from mid September to November, 'minor dry season' from December to March, 'minor rainy season' from April to June and 'major dry season' from July to mid September in the north of the park.

### (4) Human activities

A main road connecting two district towns, Mokeko and Sembe, forms a part of the northern boundary of the park. Along the boundary, there are 8 villages with the populations of over 100 and between them small villages with several households are located (Fig.1). They live on subsistence agriculture mainly consisting of plantain banana and cassava, plantation of cacao and small hunting. They demonstrate slash-and-burn cultivation of 2~3 year cycle in nearby forests inside and outside of the park.

### (5) Human-wildlife conflict in the north of Odzala

Since 2001 crop raiding by wildlife was recorded in the 7 villages: Miele-kouka, Goa, Zengabouth and Douma by elephant, Komo, Kokoua, Biessi, by gorilla, and Seka, by bongo (Kinzonzi 2005). In 2003 village Zengabouth was evacuated due to elephants' crop raiding. Conflict was mostly crop raiding, and human death or injury did not occur, whereas illegal hunting of elephants was constantly detected inside the park for ivory and meat.

## 2. METHODOLOGY

### (1) Investigation of crop damage caused by wildlife

#### 1) Collection of basic data of agricultural zone

Based on the past record, 2 villages, Miele-kouka and Goa, where elephants most frequently raided crop fields, were selected to conduct a pilot study of agricultural zone and geographical distribution of crop damage. All the crop fields cultivated in 2004 and 2005 were visited, guided by owners of fields, and their locations were recorded with GPS (*Global Positioning System*) Garmin 76 and mapped with GIS (*Geographic Information System*), ArcView GIS 3.2. In each visit presence of wildlife in the past was asked to owners of the fields.

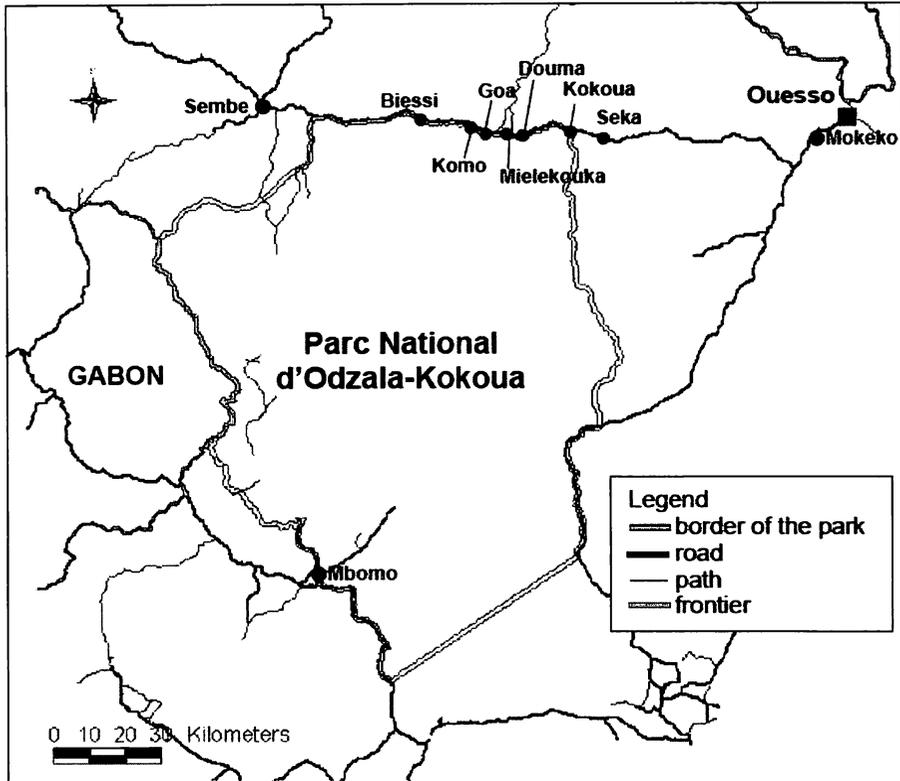


Fig.1 Small villages with several households along the northern boundary of the park

## 2) Collection of crop damage data

Monitoring of crop damage was done in 4 villages, Kokoua, Miele-kouka, Goa and Komo by a reporting system by farmers. In Miele-kouka, incidents of crop raiding were reported directly to the investigator based in the village. Damaged crops were counted by number of roots and locations of the damaged fields were recorded with GPS. Number of elephants which raided field was also recorded if known. In Goa, incidents were reported to an employed enumerator, and in villages Kokoua and Komo, reported to the village chief. Number of damaged crops was recorded in provided sheets, and the investigator verified locations of fields and damage level in a monthly visit. In each damaged field, field size was estimated by measuring longitude and latitude with GPS.

## (2) Evaluation of preventive measures by villagers and experiments

Farmers seldom took preventive measures due to fear of elephants, resentment to the government which had not taken measures, and reluctance and lack of manpower for additional labor. In Mielekouka if any preventive measure was taken by farmers, its effectiveness was monitored. Investigator also tried some simple preventive methods in farmers' fields where elephants were frequently raiding, and their validity was monitored by weekly visit.

### (3) Investigating ecological factors of crop raiding

Simple phenology study was conducted along a 4.5km path into the park from the village Mielekouka in order to see relation between fruiting season of trees and elephants and gorillas' migration. Within 5m in both sides along the path, trees whose fruits elephants and gorillas prefer to eat (Maisels 1996) were identified and monitored its fructification in a monthly basis. Elephants' paths to the raided fields from the forest were also traced to investigate its utilization.

## 3. RESULTS

### (1) Crop damage by elephants

In the village Mielekouka and Goa, agricultural zone ranges 4.5km east-west, 5.6km north-south surrounding the main road and villages (Fig.2). In Mielekouka, 41 farmers cultivated 79 fields of food crops, among which 51 fields (64.6%) were raided by elephants in 2004 and 2005. In Goa, 71 farmers cultivated 86 fields of food crops, among which 36 fields (41.9%) were raided by elephants.

In the 3 villages including Komo, crop damages were recorded for 11 months from November 2005 to September 2006 in 107 fields in total; 65 fields of 40 farmers (88.9%) in Mielekouka, 38 fields of 27 farmers (37.5%) in Goa, and 4 fields of 3 farmers in Komo. Among them 11 were cacao plantations. The average size of the devastated fields was 7,137.7m<sup>2</sup> (n=82), excluding cacao plantations and fallow lands with only plantains remained. In fields of mixed cultivation of several crops, elephants primarily damaged plantain banana trees, followed by cassava, maize, cacao trees, and papaya. Among crops cultivated, only okra and chili pepper were not eaten, but trampled. Total number of damaged plantain was 10,361. Average loss of plantain per farmer was 148, which is equivalent to food loss for 9 to 14 months per household. It was difficult to estimate percentage of damage per field as sometimes a part of crops had already been harvested, and density of crops varied from farmer to farmer, but in 24 fields, elephants devastated them repeatedly until all of the crops were finished. Total economic damage amounted to 24,450,249FCFA (US\$44,455; US\$1=550FCFA) excluding indemnity of cacao, based on the unit price for indemnities designated by the government (Table 1).

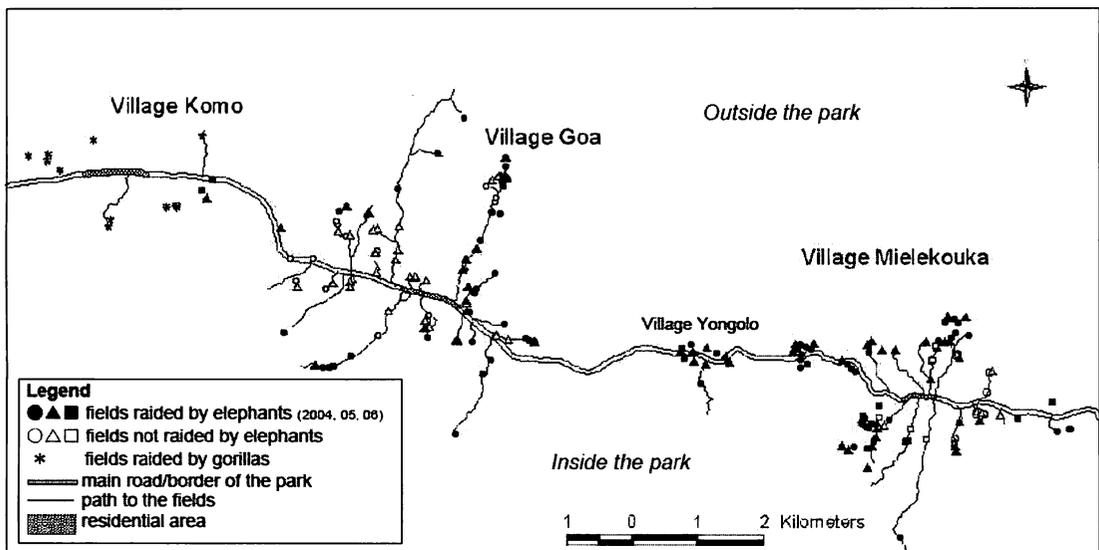


Fig.2 Agricultural zone and locations of crop fields in villages Mielekouka, Goa and Komo

Table 1 Types and number of crops damaged in three villages (Nov. 2005 to Sep. 2006)

crops	Number of damaged stems				Unit price (FCFA)	Total (FCFA)
	Mielekouka	Goa	Komo	Total		
plantain bananas	5,559	4,159	643	10,361	2,303	23,861,383
cassava	2,712	963	0	3,675	30	110,250
maize	595	297	783	1,675	4	6,700
papaya	81	227	4	312	1,500	468,000
sugarcane	154	46	0	200	14.3	2,860
Pineapple	22	11	0	33	32	1,056
<b>TOTAL</b>						<b>24,450,249</b>
cacao	52	342	191	585		

(2) Crop raiding pattern by elephants

While crop raiding occurred all through the year, the peaks of damage were observed in the minor dry season from June to August in Mielekouka, and the major dry season from January to March in Goa (Fig.3). From July to September there were seldom incidents in Goa, but damaged area shifted to the fields in Komo, 5km east to Goa. Among damaged fields, 48.6% were inside the park and 51.4% were outside the park. The damages were seasonally localized, which was partly because elephants completely destroyed certain fields and shifted to others. Elephants which raided fields varied from one bull to a group of two to five or six judging from the tracks left in the fields. Most raids were made in the absence of farmers during the nights.

(3) Preventive measures and experiments

Among the methods taken by farmers and the investigator, making fire, vigilance and a barrier of used engine oil were effective to keep elephants away from the fields (Table 2).

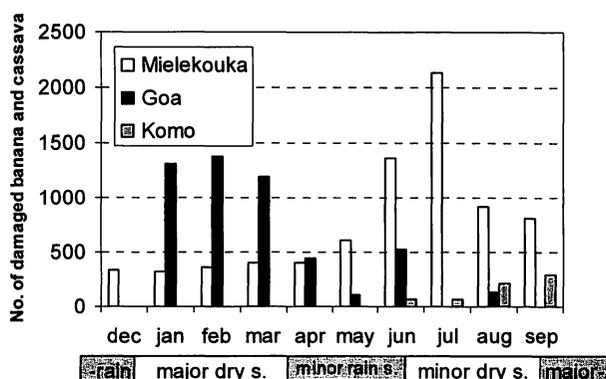


Fig.3 Number of crops damaged per month in three villages

Table 2 Preventive measures taken by the farmers and the investigator

Method	Practitioner & Place	Results	Evaluation
1. Fire: Making big fires in entrances of elephants to the field, without vigilance.	Farmers in 5 fields	In the nights when they made fires, elephants did not visit the fields, or they did not approach up to 10 to 20m to the fires.	Effective, but rain can kill fires, necessary to do it every evening .
2. Vigilance: Farmers stay overnight in the field with making fires.	Farmers in 4 fields	When elephants approached to the field (recognized by the noise they walk in the forest), farmers made noise, which prevented elephants' visit.	Effective, but necessary to stay every night.
3. Weeding: Clearing weeds so that elephants are scared to enter a visible field. (Osborn & Parker 2002)	Investigator in 2 fields of the farmers	One month after weeding, an elephant started to devastate peripheral weedy areas, avoiding the weeded place, but later it visited repeatedly and devastated all the banana trees.	No effect, but the first damage can be minimized.
4. Elephant dung: Mixing elephant dung with water, and putting it on leaves and trunks of plantain so that elephants avoid their dung smell.	Farmer in a field Investigator in 2 fields of the farmers	A farmer put dung on certain plantains, which elephants did not eat but ate others without dung smell. The investigator put dung on 159 plantains among 185. One week later elephants ate 33 trees with dung and 10 without dung, but at the second visit they destroyed all.	Effective if dung is put thickly (no effect if too much water). Heavy rain can remove dung. Necessary to put repeatedly.
5. Physical barriers: Putting string fence with maracas and rags soaked in engine oil and chili (Osborn & Parker 2002)	Investigator in 1 field of a farmer	In a border of the field (200m) where a string fence was put, for 3 months elephants did not pass until 12 rags (30 ×40cm) were removed. After removing them, they destroyed string fence and entered in the field.	Physical and noisy barriers: no effect. Smell of engine oil: probably effective?
6. Smell and physical barriers: Blocking entrance of elephants with long cloths soaked in engine oil and chili.	Investigator in 1 field of a farmer	Clothes were put at one side of the field (60m) where elephants were passing though almost everyday. For 3 months elephants avoided that part and entered at another side.	Effective? Need to follow up.

#### (4) Crop raiding by gorillas and chimpanzees

Gorillas raided 1,457 plantains in 14 fields in Komo, 62 plantains in 5 fields in Kokoua, and 78 plantains in one field in Mielekouka. Same as elephants, gorillas eat banana trees by tearing trunks. In Komo, incidents happened sporadically from January to September, while in Kokoua they happened only for 3 months from December to February. Zones of crop raiding by gorillas and elephants did not overlap in Komo. Chimpanzees marauded cacao fruits in 3 fields in Goa and Komo only in the ripening season of cacao; April to September. Gorillas and chimpanzees appeared early morning or

evening before dark, avoiding presence of people.

#### (5) Ecological factors of crop raiding

48 trees and vines of 20 species, among which 12 species were elephants' food, also 12 species were gorillas' food, were identified and observed in the path from February to August 2006. For 7 months, 7 species fruited, but they did not concentrate in a certain period. 2 boulevards of elephants leading to crop fields were found inside and outside the park in Mielekouka. They were frequently used for distances of 650m and 770m from the fields.

### 4. DISCUSSION

#### (1) Increase of damage level of crop raiding by elephants

Compared with the past record of marauds from 2001 to 2004 (Kinzonzi 2005), damage level became severer during the study period. The numbers of victims were 13, 15, 20, 24 from 2001 to 2004 respectively, and it rose to 69 in 2006. The economic damage was 6.5 times as much as in 2003 which was the biggest amount in the past. Geographically crop raiding used to happen mainly inside the park, but fields both inside and outside of the park were equally raided by elephants. This increase can be partly considered due to intense investigation. However, other new phenomena such that traces of elephants crossing the main road between Mielekouka and Goa became frequently seen, and elephants appeared just behind the houses in Goa, indicate that elephants tend to utilize the forest surrounding the villages more frequently than the past.

Along with the increase of incidents of crop raiding, its impact on villagers' lives has also become serious. In Mielekouka especially, since large majority of fields were raided, the rest of crops were reserved for self consumption, and rarely sold. Their source of income, which used to be buying and selling farm products (Village chief of Mielekouka, pers. comm.), has turned to be small hunting on a commercial basis. Intensification of crop raiding has possibly led to increase of hunting pressure on small wildlife. This tendency and situation should be continuously investigated.

#### (2) Seasonality of crop raiding by elephants

Seasonality may not be a predictable factor of crop raiding in the north of Odzala. A crop raiding pattern that elephants move to agricultural zones by following mature food in crop fields or fruits in the forest was observed in Ghana and another park in Congo (Dudley 1992, Ongogunongo *et al* 2006), and also in the south of Odzala (Hagiwara 2005), but the relation with maturity of crops and fructification in the forest was not observed in the study site. Plantain banana which was raided most was eaten at all stages of growth; from seedling, low tree to matured tree. Cassava is also available throughout the year. Field crop possibly attracts elephants as a food of higher palatability and nutritive value than wild plants (Skumar 1990), which may make elephants keep utilizing field crops.

#### (3) Possible preventive measures

To solve the crop raiding issue is an important key to improve the relation between villagers and park authorities. Villagers have been angry at the park authorities for not obtaining advantages to be included in the national park: Since 2001, development, such as improvement of schools and hospitals, promotion of cattle raising and tourism, were promised but has not been achieved, and employment to the park is limited to a small number of people, while hunting activities are strictly controlled. This background multiplies their resentment and they are not at all tolerant to crop loss.

Preventive measures of crop raiding in the study site should be highly effective and sustainable, not requiring everyday work, in complying with villagers' characters and wishes. In response to requests from farmers, the government has approved killing 2 elephants as a problem animal control in October 2006. This effect must be carefully and strictly investigated, for it is pointed out that an effect of killing elephants would not last long to prevent their return to crop fields (Hoare 2001). For long-term solution, appropriate method that will not require repetitive implementation needs to be developed considering their agricultural style that they do not often weed once they planted crops. In this study, a barrier of used engine oil had a prospect to be effective, and a further study to establish this method is required.

#### ACKNOWLEDGEMENT

I am very grateful to PRO NATURA FUND for funding the project. I thank Ministère de l'enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique, Republic of Congo for permitting this research. Also I am greatly indebted to Ministère de l'Economie Forestière et de l'Environnement for supporting the field work. Special thanks goes to Mr. Kobayashi of Earthwatch Japan for recommending me in applying funding and supporting the work.

#### REFERENCES

- Dudley, J.P., Mensah-Ntiamoah, A.Y., and Kpelle, D.G. 1992. Forest elephants in a rainforest fragment: preliminary findings from a wildlife conservation project in southern Ghana. *African Journal of Ecology*, 30: 116-126.
- ECOFAC (Conservation et utilisation rationnelle des Ecosystèmes Forestiers d'Afrique Centrale). 2004. Le Parc National d'Odzala Congo Panoramique. Available at: <http://www.ecofac.org/Composantes/CongoOdzala.htm>. Accessed February 8, 2005.
- Hagiwara, M. 2005. Human-elephant conflict and illegal hunting of elephants around Odzala National Park, Republic of Congo. Final report to USFWS African Elephant Conservation Fund. 37pp.
- Hoare, R. E. 1999. Data collection and analysis protocol for human-elephant conflict situations in Africa. African Elephant Specialist Group. Available at: <http://www.iucn.org/themes/ssc/sgs/afesg/>
- Hoare, R.E. 2001. A decision support system for managing human-elephant conflict situations in Africa. IUCN African Elephant Specialist Group Human-elephant Conflict Working Group. Nairobi, Kenya.
- Kinzonzi, E. 2005. RAPPORT D'ACTIVITES ANNUELLE DU SECTEUR NORD PNOK, ECOFAC-Congo.
- Maisels, F. 1996. Synthesis of information concerning the Park National Odzala, Congo. Projet ECOFAC- Composante Congo, 184pp.
- Ongognongo, P., Ekoutouba D.B., and Stokes, E.J. 2006. Conflit home-elephant dans la peripherie du Parc National de Nouabala-Ndoki au nord Congo. WCS Project Nouabale-Ndoki (PNN), 49pp.
- Osborn, F.V. & Parker G.E. 2002. Living with elephants II; a manual. MZEP, 37 Lewisam Ave, Chisipite, Harare, Zimbabwe. 21 pages typescript.
- Sukumar, R. 1990. Ecology of the Asian elephant in southern India. II. Feeding habits and crop raiding patterns. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 33-53.



Photo 1 Village Mielekouka

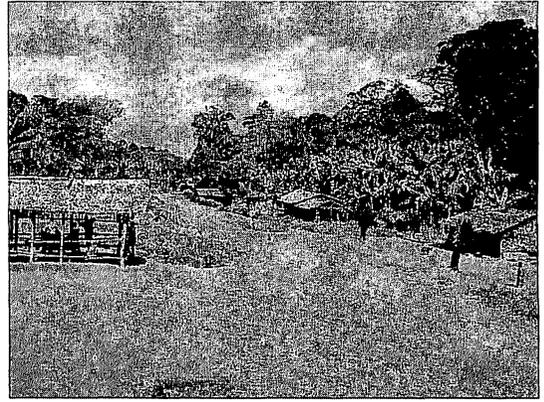


Photo 2 Village Goa



Photo 3 A crop field of banana and cassava before devastation



Photo 4 Damage of banana by elephants  
(they don't eat fruits but eat trees)



Photo 5 Damage of banana by elephants  
(the tramped crops)



Photo 6 Damage of banana and cassava



Photo 7 Chili pepper pulled out by elephants



Photo 8 Elephants like to eat weed which grows after devastation



Photo 9 Main road between Mielekouka and Goa villages where elephants often pass

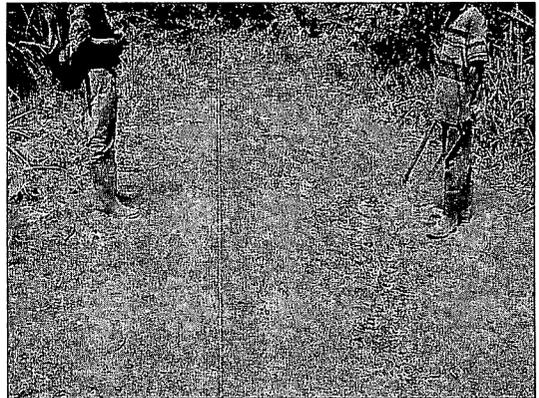


Photo 10 Footprints of elephants on the main road



Photo 11 Method 1 - Fire made in the field to avoid elephants



Photo 12 Method 2 - Weedy field of banana trees



Photo 13 Method 2 - Field weeded by caring elephants



Photo 14 Method 3 - Putting elephants' dung on banana trees and leaves



Photo 15 Method 4 - Putting strings around the field and hanging maracas of tin cans and stones

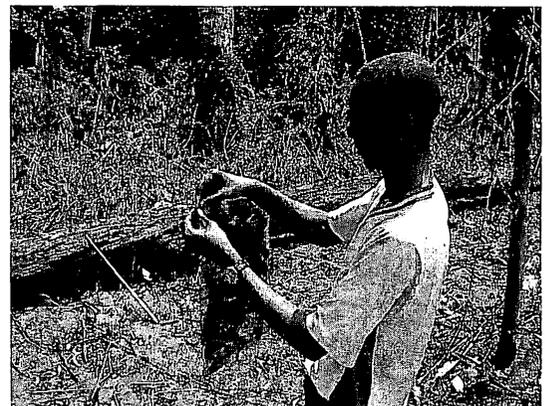


Photo 16 Method 4 - Putting rags drenched in oil and chili powder on the strings



Photo 17 Method 5 - Pieces of cloths drenched in oil and chili powder to block elephants from entering

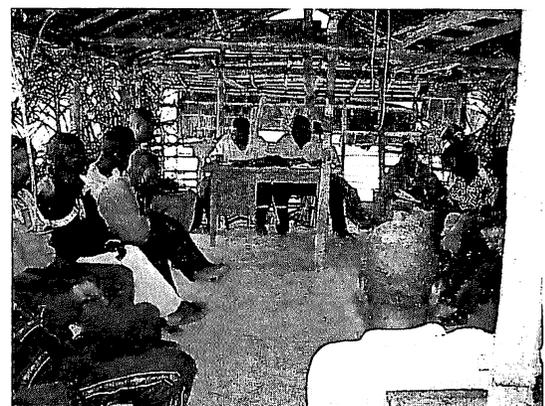


Photo 18 Meeting with government officials and villagers



Photo 19 Government officials and villagers discuss in finding solution of human-elephant conflict



Photo 20 Damage of banana trees by gorillas in village Komo



Photo 21 Plantation of cacao



Photo 22 Cacao tree fallen down by elephants

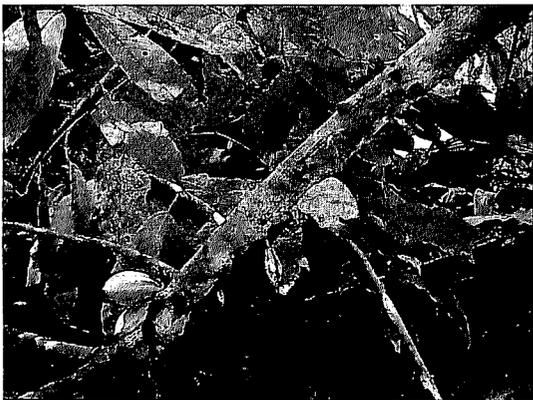


Photo 23 Branch of cacao tree whose fruit removed by elephants



Photo 24 Cacao pulled by chimpanzee

## 要約

# コンゴ共和国オザラ国立公園北部における野生生物と人間の共存のための調査研究

萩原 幹子

コンゴ共和国オザラ国立公園北部の公園境界線沿いに存在する村々において、2005年11月から2006年9月までゾウとその他の野生生物による畑荒らしの状況と、その防御対策の効果について調査を行った。ミエレカ村では40名の農民（耕作者の88.9%）の畑が、ゴア村では27名（37.5%）の畑が国立公園内外でゾウによる作物被害にあった。被害規模は公園職員により調査された過去の記録に比べて増加しており、畑荒らしが年中発生したため村民の生活に深刻な影響を与えていた。農民の主食であるプランタンがゾ

ウとゴリラにも好んで荒らされた。農民はゾウへの恐怖と公園当局への怒りから、作物を守る対策をほとんど採っていないが、少数の農民が実施していた焚き火と夜警については効果が見られた。研究者により畑荒らしが起きている畑で実験された防御方法の中では、エンジンオイルと唐辛子に浸した長い布による柵がゾウを3ヶ月寄せ付けない効果を示した。ほとんどの農民が作物を守るための毎日の労働を拒んでいるため、この方法の確立が望まれる。

(推薦者：小林 俊介)