はじめに

プロ・ナトゥーラ・ファンド（略称Ｐ．Ｎ．ファンド）助成は，自然保護のための科学的な研究や活動を支援するための公募助成です．

「ＰＲＯ　ＮＡＴＵＲＡ（プロ・ナトゥーラ）」とは「自然のために」という意味のラテン語です．

自然を愛するある匿名の篤志家が，自然保護の現状を憂慮し，少しでもその進展に寄与できればと，自然保護活動を支援する寄付を行うことにし，これをＰＲＯ　ＮＡＴＵＲＡと名付けました．

財団法人日本自然保護協会ではＰＲＯ　ＮＡＴＵＲＡから寄せられる寄付金を財源として，平成２年の第１期助成を皮切りに毎年公募助成を行ってきました．

Ｐ．Ｎ．ファンド助成は国内各地の研究や活動へはもちろん，日本人の推薦者を介して海外へも助成を行っています．

本報告書は，第１期（平成２年）と第２期（平成３年）の助成先から本協会によせられた助成成果報告をとりまとめたものです．

これらの成果が，それぞれの地域での自然保護の礎になるよう願ってやみません．なお，平成５年４月にＰＲＯ　ＮＡＴＵＲＡをもとに財団法人自然保護助成基金が発足しました．そこでＰ．Ｎ．ファンド助成は第４期（平成５年）以降，財団法人日本自然保護協会と財団法人自然保護助成基金の共同事業として継続実施されています．

平成６年３月１日

財団法人日本自然保護協会

会長　沼田　眞

プロ・ナトゥーラ・ファンド
第１期助成

第１期助成の概要

プロ・ナトゥーラ・ファンド助成は平成２年から公募助成を開始しました.

自然保護の調査研究や保護・普及活動の事業を対象に，毎年10月から翌年９月までの１ヶ年を助成期間として助成をおこなっています.

第１期の公募助成は平成２年７月末に応募を締め切った後，９月に審査会を行って助成対象を決定しました．応募総数は25件で，審査会を経て助成対象となったものは別表一覧のように国内11件，海外２件の計13件です．また助成の総額は 1,625万円です.

国内の助成先は，北海道，群馬，埼玉，東京，神奈川，愛知，三重，滋賀の８都道県にわたっています.

また，助成を受けたグループが研究や活動を実施した対象地は，グループの所在地以外を対象地とするものもあるため，鹿児島県や沖縄県にも及んでます．そのほか，メンバーが全国各地に分散している研究や研究対象が海外のものも含まれています.

海外への助成は開発途上国を対象に日本人の推薦者を介して公募しました．審査の結果，インドネシアとネパールのプロジェクトが助成対象に決定しました.

なお，本報告書に掲載した第１期の助成成果報告は12件です．ネパールに助成した「砂地上における飼育植物の培養研究」は，現地からの研究報告書が現在まで未着となっているため，今回は掲載できませんでした．報告書が到着次第，次回以降の報告書に掲載する予定になっています.

第1期助成対象一覧

	助成先／助成代表者	助成テーマ	助成額（千円）
1	有機スズ問題研究会 水口　憲哉　（東京水産大学） （他計6名）	海産巻貝類を指標種とする有機ズズ汚染の影響実態調査	1,310
2	ゼニガタアザラシ研究グループ 小倉　聡子 （他計10名）	ゼニガタアザラシの保護管理に関する調査・研究	2,360
3	サンゴ礁環境研究グループ 目崎　茂和　（三重大学） （他計6名）	石垣島サンゴ礁の保全管理研究	2,123
4	丹沢のシカ問題連絡会 大沢　洋一郎 （他計19名）	嗜好性植物の給餌が植林地のシカの生態に与える影響	1,153
5	野生生物保全論研究会自然像部会 本谷　　勲 （他計6名）	社会化された自然における野生生物像づくりの研究	216
6	屋久島研究グループ 東　　滋　（京都大学霊長類研究所） （他計13名）	屋久島での野生生物管理（とくにヤクザル）のための基礎的調査・研究	1,166
7	利根沼田自然を愛する会 小林　敏夫 （他計15名）	玉原高原「自然観察ガイドマップ」の発行	550
8	大雪山プロジェクト 小野　有五　（北海道大学） （他計9名）	大雪山国立公園の自然環境の保全と管理に関する基礎的研究	1,802
9	尾瀬ガイドグループ 児玉　芳郎 （他計9名）	尾瀬の保護と適正利用のための指導と案内	1,190
10	日本イヌワシ研究会 山崎　　亨	全国イヌワシ生息数・繁殖成功率調査	800
11	エコロジカルパーク研究グループ 阿部　　治　（埼玉大学）	欧米を中心としたエコロジカルパーク等の自然回復事業に関する事例研究	400
12	アリフィン・プラタウィナタ （ムラワルマン大学） （インドネシア・サマリンダ）	東カリマンタン熱帯林生態系研究	1,755
13	ラジバンダリィー・サマンバハドゥル （国立植物研究所） （ネパール・カトマンドゥ）	砂地上における飼料植物の培養研究	1,425
合　計		13件	16,250

海産巻貝類を指標種とする有機スズ汚染の影響実態調査

有機スズ問題研究会
水　口　憲　哉*

A Survey of the Status Quo of Organotin Pollution through Marine Neogastropoda as Biological Indicators

Organotin Problem Research Group
Kenya MIZUGUCHI*

有害化学物質トリブチルスズ（ＴＢＴ）などの有機スズの製造と使用の規制を目的として，新腹足目類の海産巻貝であるイボニシとバイを指標種とした汚染の環境実態調査を行った．ＴＢＴの影響により引き起こされる新腹足目類の不妊化（Imposex ）を雌のペニスサイズの測定により調べた結果，これまでの欧米における調査結果と一致した．すなわちＴＢＴを含有する船底塗料，防汚剤を使用する船舶の出入りする港，ハマチ養殖網イケスの近くでの影響が顕著に認められた．

イボニシやバイの生息状況に合わせた測定結果の数値的指標化を行った．また採集地点を日本列島周辺 150ケ所以上に拡大すると共に過去のイボニシの標本の探索も行った．

食用としているバイについては，その漁業，種苗生産，放流事業について検討し，資源を維持する方策を検討した．

有機スズ化合物の世界的禁止にむけて，ＧＬＯＢＥやＩＭＯへの働きかけを行った．

有機スズ汚染と新腹足目類における不妊化との関連についての有機スズ問題研究会および東京水産大学資源維持研究室（水口ゼミ）のこれまでの研究経過．

§１．有機スズ問題研究会による新腹足目類を指標種とする有機スズ汚染の影響実態調査

１）調査方法の定型化

○大きく減少しているバイをはじめ試料採集に制限があるものについて，相対成長を考慮したRPS （AG）で比較するのが適切であること．

○イボニシの雌雄については生殖巣によって判別する必要があること．

○採集標本は一度冷凍した後に測定すること．

○採集地点については，近くに漁港・養殖網イケス・定置網等が存在するか否か，距離や規模も含めて詳細な記録が必要であること．

２）試料採集の空間的拡充

房総半島沿岸（内湾域〔有機スズ汚染域〕と外海域），三浦半島沿岸及び瀬戸内海東部海域の詳細な調査の後に，イボニシの二型（後述）・バイ・チヂミボラの分布，有機スズ汚染の発生源と拡散，黒潮の流路パターン等を考慮した上で採集地点の可能な限りの拡充を計り，イボニシ類では朝鮮半島南部と済州島をふくめ 127地点で採集を実施し，36カ所が近日中に採集予定である．バイでは17地点で採集を実施し３カ所が採集予定である．これらの試料について測定と分析をすすめているが，それらの結果をも検討しながら国外試料採集地点の拡充と共に，国内の採集地点も更に綿密に拡充してゆく予定である．

*東京水産大学資源維持研究室
Laboratory of Methodology for Sustainable Exploitation of Aquatic Resources, Tokoy University of Fisheries.

3）影響調査の時間的延長

日本近海における有機スズ汚染は1970年代に入って進行したようであるが，そのことを示唆しているイボニシにおける不妊化（中野，西脇らの報告）やバイにおける不妊化（鳥取水試等による長期にわたる調査）の観察結果が周知されないままになっていたので学会誌等への公表に協力した．これは，これから10年間の減少過程に対応する．

長年にわたりイボニシを研究している阿部直哉氏より1980年代初期の試料の提供を受けると同時に，尾道市向島の広島大臨海実験所における同時期の試料も得た．九大天草臨海実験所をはじめ各地の臨海実験所や貝類研究所から1960年代から1980年代前後にかけての試料や生息記録等について多くの協力を受けている．

4）有機スズ汚染と不妊化の関連についての分析化学的調査

資源維持研究室と東京都衛生研究所，東大農学部と環境研究所の２つの研究グループにより，バイやイボニシの有機スズ化合物の蓄積に関する分析化学的調査がおこなわれ，欧米における既往の知見と一致することが明らかになり，不妊化およびR.P.S.をもとにする生物指標による有機スズ汚染の研究の有効性が確認された．

5）不妊化の系統的・生態的実態調査

新腹足目類の多数の科に属する40種近くの調査結果を整理し，それをもとに調査の欠けているグループの調査をも始めている．その結果，生息水深，分布域と人間活動域との重なり具合，食性，幼生の分散等と関連して不妊化の起こる機構等について系統的に整理できる可能性がある．

§２．水族館有志グループによる採集と測定調査

水口より有機スズ汚染と新腹足目類における不妊化との関係についての話を聞いた姫路市立水族館の市川憲平氏の呼びかけにより，全国各地の水族館のうち28館・園が協力を表明し，この水族館有志グループによるイボニシ等の新腹足目類の採集・測定が，1991年７月から８月にかけて行われる．貝類学会での発表を聞いていた魚津水族館の高山茂樹氏は，自分の専門である深海性のエゾバイ科を中心に調査を取りまとめ，南知多でビーチランドの黒柳賢治氏は知多半島を中心にきめ細かい調査を計画している．運動としての調査活動が呼び起こしたこの新たな人のつながりの活動は，今後10年間の定点観測にもつながってゆく可能性もある．

§３．イボニシの二型と浮遊幼生の分散パターン

指標種の一つであるイボニシは，形態的・生態的に二つのグループにわけられることが阿部（1985）によって報告されている．阿部直哉氏との討論の中で，この二つの型，Ｐ型とＣ型のうち，Ｐ型は浮遊幼生が大分散を行い，Ｃ型は小分散を行うのではないかという仮説を水口は提起した．このことは，瀬戸内海におけるこの二型の存在の仕方と絶滅の経過によって現在のところは棄却されていない．すなわち，瀬戸内海の真中尾道市の近くにある広島大の臨海実験所周辺では数年前からＰ型しか採取されていない．そして，'91年３月２回の採集で，どうにか７個体の大型のＰ型を採集できたという状態になった．造船所も多く日本でも一番有機スズ汚染の進行しているこの海域では昔から分布していたと考えられる小分散のＣ型が不妊化し再生産が困難となりまず消滅した．その結果表面的には繁殖を繰り返しているように見えるイボニシも外界から幼生が大分散してくるＰ型の一代限りのものによって非連続的に受け継がれている可能性がある．しかし，そのＰ型の浮遊幼生も海水中の TBT濃度が一定の値を越えると死滅する．このようにして向島の実験場周辺からはイボニシが消えてゆくということが考えられる．このイボニシの二型と幼生分散パターンについては現在次のような検討を進めている．

１）二型の形態的再検討とそれぞの分布の確認．これは，イシダタミ・アワビ・サザエ・マダコ等についての海洋生物の幼生の分散パ

ターンと海流との関係とも関連させて分析する必要がある.

2）二型の遺伝学的研究. 東北大学水産学部と共同でアイソザイム分析を行うと共に, 東京水産大学の生理学研究室と共同で遺伝子レベルでの解析を行っている.

3）二型の浮遊幼生の生活史の研究. P型とC型とで, 幼生の浮遊期間が異なるか, すなわち大分散のP型は浮遊期間がC型より長いかの検討をはじめ, 卵径や卵数等における差の有無など.

4）汚染の進んだ内湾域における両型の動向. 上記の向島におけるイボニシの両型の動向に関する仮説を瀬戸内海と東京湾で検証する.

§. 4　バイの漁業と種苗生産そして資源維持

バイの漁獲量はこの10年間で 200トン前後から約10トンと激減している. 各地のバイ籠漁業者は獲り過ぎ（乱獲）が原因と考えているが, 主な原因は船底塗料等の中に含まれる有機スズ汚染によるものであることを1990年11月1日の水産学会で報告した. 資源を回復しようと, 鳥取県をはじめいくつかの県の水産試験場や栽培漁業センターで種苗生産および稚貝放流を試みているが, 有機スズの影響で親貝の産卵量が大きく減少し種苗生産が困難になっている. しかし, 千葉県九十九里沿岸の成東や, 秋田県沿岸の天王町江川では汚染の影響が比較的少なく, 採卵は可能である.

今後10年監視を続けることにより, 有機スズ汚染のレベルを1990年前後の最盛期の半分以下にすることが可能かも知れない. そのようになるまで, 比較的健全な親貝を, 主として汚染の少ない餌を与えバイの種個体群を維持することが, 将来のバイ資源維持につながる.

このような考え方と方向性で, 全国10県のバイ種苗生産担当者を中心に情報交換のネットワークが形成されている.

§. 5　有機スズ化合物の世界的使用禁止へ

1990年11月の IMO（国連海事機構）における日本の働きかけをはじめ, 1990年7月の GLOBE（地球環境議員連盟）での決議など, 日本もようやく世界に呼びかける動向がつくられだした. 上記の調査をも活用して, 世界的使用禁止をすみやかに実現してゆきたい.

Summary

Intended to bring about the prohibition of the production and use of organotin compounds such as tributyltin (TBT), a poisonous chemical substance, we've surveyed the actual effect of the pollution using Neogastropod marine snails, *Thais clavigera* and *Babylonia japonica* as biological indicators. We examined imposex (male genitalia imposed on females) of Neogastropods measuring the penis size of females. The results conformed to previous investigations in America and Europe; the effect being most noticeable in bays with heavy ship traffic or mariculture.

We standardized the measurement data on numerical value by considering the ecological peculiarity of each Neogastropod. We expanded the sampling points to 150 points around the Japanese Archipelago while we searched for past specimens of snails.

Because of its ediblity, we studied the fisfing, culturing, and stocking *B. japonica* of in order to build up an idea of how to maintain stocks.

And we appealed to GLOBE and IMO for the worldwide prohibition of organotin

compounds.

Key words : Pollution of organotin, Neogastropoda, Imposex, Worldwide prohibition of production and use.

ゼニガタアザラシの保護管理に関する調査・研究

ゼニガタアザラシ研究グループ
小倉聡子*・赤石朋子**・川島美生***
長田英己****

A Study on the Conservation and Management of the Kuril Harbor Seal

Kuril Harbor Seal Research Group
Satoko OGURA*, Tomoko AKAISHI**, Miki KAWASHIMA***
and Hidemi OSADA****

ゼニガタアザラシは北海道東部沿岸の岩礁帯に周年にわたり生息している．生息数はセンサスにより 479頭の確認があり，最近の傾向として規模の大きな上陸場でのみ，増加していることが示された．

新生仔の繁殖場からの移動は，標識調査により多くの個体が離乳すると間もなく消失すること，その時期を過ぎても上陸している個体は定着することが示唆された．

本種の生息地周辺の海域はコンブの優占する海藻群落で漁業活動の上でも重要である．この藻場解析の一歩としてランドサットデータによるえりも岬沿岸の海洋状態の解析を行い，岬の東側海域が西側に比べ生産力が大きいことが示唆された．

えりも岬では地元の人達と共にアザラシとの共存の道を模索し，協力して調査を行うようになってきた．これらの活動を地道に広げていくことがこのアザラシの保護管理を行ううえで重要であると思われる．

はじめに

ゼニガタアザラシはえりも岬から根室半島にかけての北海道東部沿岸の岩礁帯に周年にわたって生息するアザラシである．現在このアザラシが生息する岩礁地帯はコンブが優占する海藻群落を中心とした生態系であり，沿岸の漁業もこの生態系に大きく依存して営まれている．この藻場生態系を保全し，持続可能な利用を行っていくことがゼニガタアザラシと漁業との共存を考えるうえで大きな意味をもつものと思われる．

このプロ・ナトゥーラ・ファンドによって今年は，1974年から継続されている生息数調査，繁殖場間の移動を調べるための新生仔への標識調査，ゼニガタアザラシの季節毎の食性を調査するための糞採集，および地球観測衛星ランドサットのデータによる沿岸海域の海洋状態の解析を中心に行った．また，えりも岬で地元の人達と共にゼニガタアザラシとの共存に向けて活動を行ってきた．今回，食性調査については糞の採集（約 130個）を行い分析は始められたばかりであるので，以下センサス調査，標識調査，ランドサットによる海洋状態の解析，えりもを中心とする保護活動について報告する．

*帯広畜産大学草地利用学研究室
Laboratory of Glass Land Utilization, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine.
**帯広畜産大学家畜解剖学研究室
Laboratory of Veterinary Anatomy, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine.
***京都大学理学部動物学教室
Department of Zoology, Kyoto University.
****東京農工大学農学部野生動物管理学研究室
Laboratory of Wild Life Conservation, Tokyo University of Agriculture and Technology.

センサス調査

＊調査の経緯

日本におけるゼニガタアザラシの生息状況の危機は1973年に哺乳類研究グループ海獣談話会（1973a，1973b）によって初めて指摘された．翌年から道東沿岸の上陸場9カ所において生息数を把握するためのセンサス調査が開始された．この調査はその後1977年を除く毎年継続され今日に至っている．

＊調査方法

ゼニガタアザラシは沿岸域の限られた岩礁に休息のために上陸し，集団を形成するため，生息数の把握には上陸場とその周辺海域で個体数をカウントすることが最も有効であると考えられる．調査時期は繁殖状況を知るために出産期後の6月に設定した（以下「繁殖期センサス」）．また上陸個体数は潮汐に影響されるため，大潮の前後にそろえて調査を行った．その後，換毛期である8月頃に上陸個体数が最大になることがわかり（新妻，1978），1983年以降は換毛期にも調査を行った（以下「換毛期センサス」）．調査期間は1週間とし，日の出から日没の間30分毎にカウントをおこない，あわせて上陸場集団へのディスターバンス等を記録した．アザラシの確認と計数は双眼鏡（×8～10）と望遠鏡（×20～40）を用いて行った．陸上から観察不可能なポイント（帆掛岩）は調査期間中に小型漁船をチャーターし，短時間で観察・カウントを行うにとどまった．

以上のようにして得たデータのうち，各地の同時確認最大数の合計を全生息数の近似値とした．

＊これまでの調査結果

これまでの繁殖期センサスの結果を図1に示す．調査を開始した当初1才以上の個体の確認総数は200頭に満たなかったが80年代に入って徐々に増加し，250頭前後で横ばい状態となった．なお79年と84年には調査期間中の気象条件が悪く，十分な観察が出来なかったために1才以上の個体の数値が低くなった．また新生仔の個体数はほぼ50頭以下で横ばいを続けている．ただし，えりも岬では調査員の熟練度や気象条件によって新生仔数の確認が毎年出来るとは限らず，データにばらつきを与えている．

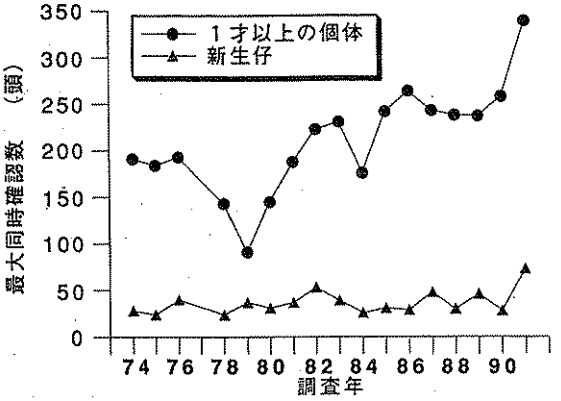


図1　繁殖期センサスデータ

換毛期センサスの結果を図2に示した．換毛期には当才仔が1才と見分けにくいほど成長しているため，区別せずにカウントした．調査を開始した83年当初から最大同時確認数の合計は320頭を越えており，各年の繁殖期センサスの1才以上の確認数と新生仔の確認数の和よりも多い．やはり生息数の推定には換毛期センサスを行う必要があるようだ．

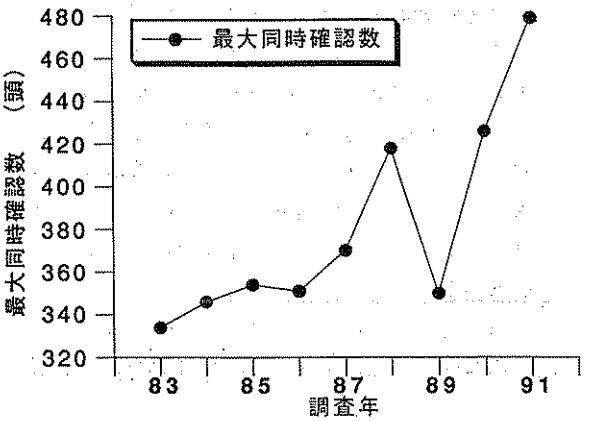


図2　換毛期センサスデータ

＊1991年の調査結果

91年は5月26日から6月1日に繁殖期センサス

を行い，最大同時確認数 319頭（1才以上），73頭（新生仔）という結果であった．4月から5月上旬にかけてゼニガタアザラシの上陸が見られた落石岬は過去にも少数の上陸個体が観察されたことがあったが，新生仔の確認はなく，繁殖には利用されていないようだ．換毛期センサスは7月24日から30日に行い，最大同時確認数は 479頭であった．図1，2からも分かるように，今年のセンサスはどちらも過去最高の値を記録した．

＊考察

センサス結果の合計数だけを見るとゼニガタアザラシの推定生息数は徐々に増加傾向があるように見える．しかし当初9カ所確認された上陸場は80年代の始めに7カ所に減少した．全体の確認数の増加は，殆どが元々規模の大きなえりも岬と大黒島の上陸場集団の増加によっており，そのほかの上陸場はあまり変化が見られない．このことはゼニガタアザラシの上陸場に対する“保守性”に強く関わっている．彼らにとって価値のある上陸場とは「他個体の存在する場」なのである．したがっていくら利用可能な岩礁があっても，ひとたびなんらかの理由で個体数が減ると一気に「過疎化」がおこり，近くのより規模の大きな上陸場に吸収されてしまう（例として二つ岩の消滅，浜中沿岸への移動）．一度放棄された上陸場の復活があり得るのか見守って行く必要がある．

＊今後の展望

ゼニガタアザラシのセンサス調査は多くのボランティアといくつかの民間財団の研究助成によって継続され，様々な問題が明らかにされてきた．しかしいつまでもこの方法でゼニガタアザラシを見守ってゆけるという保証はどこにもない．この，現に日本国内に生息しているゼニガタアザラシについて，公的な機関が何らかの情報も蓄積していない現状が一刻も早く改善されることを望むばかりである．

ランドサットによる海洋状況の解析

＊はじめに

ランドサットはアメリカによって打ち上げられた地球観測衛星で，これが測定した地表から反射／放射される様々な波長帯の電磁波の比較により地表面の物体の種類や状態に関する情報を得ることができる．

今回は，このランドサットのデータを用い，ゼニガタアザラシの生息するえりも岬周辺の海洋状況の解析を行った．

＊方法

ＮＥＣによって開発された地球観測データ解析システムＬＯＤＩＡのＴＭのセンサを用いた．

ＴＭのセンサは波長帯を7つに分割してデータを得ているが，そのうち人の目で青から緑に見える波長0.45〜0.52μm（バンド1），赤色に見える波長0.63〜0.69μm（バンド3），近赤外線の波長帯0.76〜0.90μm（バンド4），熱赤外線の波長帯10.4〜12.5μm（バンド6）において画像処理を行い，実際の地形，植生などと対比し解析を行った．データは，1987年10月5日に取得されたものを用いた．

＊画像の解析

バンド4の海域の画像と海図を比較すると水深およそ20〜25mより浅海域と深海域において反射に変化が見られた．この特性は深度か，あるいは沿岸からのコンブ藻場の広がりが現れたものと思われる．

バンド6の画像においてはえりも岬の岩礁を挟んで東側と西側の海域において温度の変化が見られた．これは西側を津軽暖流が，東側を親潮寒流が流れているための海水の温度の差の現れであると思われる．

バンド1および3では，非常によく似た反射の特性が現れた．これらは岬の東側で西側よりも厚い層として現れ，河川の河口域で沖のほうに延びているようであった．バンド1ではクロロフィルの量，バンド3では懸濁堆積物の分布を観察するのに適している．よって，この海域の反射の特徴は，海水に含まれる栄養分の分布の特徴を表すものと思われる．沿岸域の栄養分の分布は，河川による陸地からの栄養分の流出が大きく影響している．岬の東側には小さい沢や川が幾つか流れてい

るが，西側は川がないため，東側に栄養分の高い，生産力のある海水の層が発達しているものと思われる．

＊考察

海藻の分布は沿岸を流れる海流に大きく影響され，コンブ類の生育には水温が低い寒流の影響を受ける海域が適している．また，窒素やリンを含む有機化合物を多く含む栄養豊富な海水中でコンブはよく成育する．

岬の東西のコンブの漁業生産量を比較すると，岬を挟んで東側の岬支所の方が，西側の東洋支所よりも過去5年間の生産量において約3対2の割合で多いことが分かる（1986～1990年の支所別水揚調査表による）．このことは，画像の解析によって示唆された海表面の水温分布と，栄養分の豊富な海水の分布の影響であると思われた．

＊今後の課題および利用

今回の画像解析においては，えりも岬は霧の日が多くランドサットのデータ取得が困難であり，1987年10月5日のデータ以外に解析に使用できるものがなかった．そのため，このデータが普段の海洋状態の特徴を表しているものなのかは疑問がもたれる．今回の推測による画像の解析を裏付けるものとして，海水の成分分析や温度等について調べていく必要がある．

今回のデータの画像解析では海洋状況と併せて陸域の状態のかなりの情報が得られることが分かった．今後は，陸地の開発が沿岸海域に与える影響の調査や，リモートセンシングを生かした北方四島などのアザラシの生息地周辺の予備調査などに活用していきたい．

ゼニガタアザラシの保護活動

＊1985年以前の保護活動

ゼニガタアザラシの研究を始めた当初は絶滅が懸念されたため，1973年から天然記念物化運動が開始された．1985年ごろまでの保護活動は天然記念物化を目指したものであったが，結局，文化庁，地元関係団体，海獣談話会の折り合いがつかず，天然記念物の告示はなされず現在にいたっている．

1985年までの調査研究，保護運動の成果については札幌でシンポジウムが行われ，「ゼニガタアザラシの生態と保護」（東海大学出版会，1986）にまとめられた．

＊1986年以降の保護活動

それまでの保護運動には，漁業関係者との対話が不足していたこと，アザラシを漁業との関係からしか見られなかったこと，保護運動を行っていくうえでアザラシの生息する地域の地域差を考えていなかったことなどの問題があった．1986年以降は，アザラシをお仕着せの法律で保護するのではなく，それぞれの生息地に合った人とアザラシの共存を考えていく活動へと変化していった．

そのなかで，人とアザラシとのかかわりが深く，かつ一般の人達にそれを紹介し人と野生動物のかかわり方について問うていける場所としてえりもでの活動が中心に行われてきた．

＊えりも町での活動

えりも町は北海道内で有数の観光地であるとともに，漁業が主要産業の水産の町である．また，ゼニガタアザラシの日本における最大の繁殖地であり，人もアザラシも同じ海からの恵みを受けて暮らしてきた．

ここでまず，地元の人達に対して彼らにとっては身近な動物であるアザラシが，現在の日本においては貴重な大型野生動物であることを認識してもらいたい．また，岬の展望台から容易にアザラシを観察することができることを生かして，一般の人達に野生のアザラシを見てもらうとともに漁業との関係を知ってもらえる環境教育の場にしたい．という考えから，日本自然保護協会の協力を得て，町の人達との話し合いや，観察会，ゼニガタアザラシウォッチングツアーなどを行ってきた．この間ゼニ研のメンバーが二人えりもに移りすみ町の人達との関係もより密になっていった．

このような動きの中で，町の人の中からアザラシは町の大切な財産であり，うまく共存し豊かな町をつくっていこうと考える人が出てきた．この人達を中心としてアザラシを考える会をつくり，

1989年に初めての町民同士でのアザラシについての話し合いが行われ，長い目でこの問題に取り組んでいこうということになった．

＊エリモシールクラブの活動

アザラシを考える会が中心となりゼニガタアザラシウォッチングツアーに参加したり，新生仔へのタッグ装着調査をゼニ研とともに行ってきた．実際に被害を受けている漁師たちがこれらの活動に理解をもって参加した背景には，ゼニガタアザラシや漁業，観光などを中心としたえりも町を取り巻く町外の状況を考えたうえで，この町をより良い町にしていこうという考えがあったのだろう．

昨年11月にはエリモシールクラブと名前を改め会員も増えた．この会の目的は，ゼニ研などと協力し調査研究を行いながら共存の道を考えていくとともに，アザラシを生かした環境教育のできる豊かな町づくりを行っていけるよう町に働きかけていくことである．

現在もえりも町では岬にビジターセンターを作る計画がある．この施設にアザラシの保護管理と環境教育を行える機能を備えてもらえるよう町に働きかけていくための要望書作りがエリモシールクラブの初めての大きな仕事となった．

エリモシールクラブでは環境教育によって，まず町民が自分の町の自然や風土を理解し，それを生かした地域作りを行えるようにすること．そして，外から訪れる人に対して町民がその土地の素晴らしさを伝え，共有するというコミュニケーションを通して町の活性化がなされていくものと考える．ビジターセンターにはこの環境教育を行うため，大きく普及啓蒙活動とそのために必要な調査研究を行う機能を備えることを求め，えりもにおける具体的な環境教育試案を作成して6月，町に提出した．

5，6月は昨年に引き続き，新生仔への標識調査を行った．また，アザラシとの共存の取り組みを一般の人に知ってもらうため，雑誌やテレビなどの取材を受け活動を紹介してきた．岬を訪れる人の中にはこのことを知ったうえでアザラシを見に来る人も増えてきた．

えりもでの活動に積極的に地元の人達が加わったことは共存へ向けての大きな一歩であった．

＊今後の保護活動

海獣談話会によって研究や保護活動が開始されて20年が過ぎる．この間，学生のグループであるゼニ研が加わり，漁業関係者が中心となるエリモシールクラブができた．地道な調査や活動の継続により，この問題にかかわる人の輪は，ゆっくりと着実に広がってきた．一方，行政はこの問題に対して未だに重い腰を上げようとしない．

今までの調査研究は地元のたくさんの方々の協力を得て行ってきた．その協力によってこちらが得たデータを各々の協力者に合った方法で，還元していくことが地道ではあるがこの問題に関心を持つ地元の人達を増やしていく方法であると感じる．そして，地元の中から行政に対して働きかけを行えるようになることが，この問題を解決していく大きな力となるだろう．

標識調査

＊目的及び方法

私たちは1990年よりゼニガタアザラシの新生仔に標識調査をおこなっている．この調査の目的は，新生仔の繁殖場からの移動・分散を明らかにし各繁殖場間の関係を明らかにすること．そして沿岸域に多数設置されている各種定置網が新生仔の死亡要因としてどの程度であるかを評価することである．

ゼニガタアザラシの上陸場は出産・育仔のおこなわれる繁殖場でもある．新生仔への標識調査はこうした上陸場のうち上陸個体数の多い大黒島とえりも岬で行った．

岩礁上で休息している新生仔を網を用いて捕獲し，左右の後肢に大きさ・形の異なる家畜用のタッグ（大型角タッグ・小型丸タッグ）を装着した．

＊結果及び考察

'90年には大黒島で24個体（雄13頭・雌11頭），えりも岬で5個体（雄4頭・雌1頭）計29個体の新生仔に標識を装着した．また'91年には大黒島で5個体（すべて雌），えりも岬で3個体（雄1

頭・雌2頭）計8個体に標識を装着した．

'90年に大黒島で標識を装着した個体のうち2個体がその年の7月下旬の換毛期センサスで尻羽岬で確認された．標識個体の多くは離乳して単独行動をし始める時期である6月中旬から下旬にかけて大黒島から消失した．また3個体が9月以降も大黒島で確認されたが，これらの個体は，'91年に大黒島でも確認されたことから大黒島に定着したと思われる．斑紋の識別によって個体識別をした新生仔2頭が，やはり'91年に大黒島で確認されたが，標識個体3頭と同様にこの2頭も'90年9月以降に大黒島で確認されている．これらの事例は，多くの個体は，離乳した後単独で採餌活動をおこない始める頃に生まれた場所から消失し，その時期を過ぎても出産域で確認される個体はそのまま定着するということを示唆している．今後の継続調査が必要だろう．

'90年に大黒島で確認された新生仔は44個体であった．そのうち5個体が翌年にも大黒島で確認されたことになるが，この5個体は雄4頭・雌1頭であった．'90年にえりも岬で標識を装着した個体のうち1個体が'91年8月にやはりえりも岬で確認された．しかしこの個体の性別は不明である．

大黒島及び尻羽岬周辺に設置されている鮭定置網に，'90年7月から10月にかけて6頭の新生仔が入網溺死したことを聞きこみ調査で確認した．このうち3個体（雄1頭・雌2頭）が標識装着個体であった．

大型のタッグは発見が容易であるが，大黒島では2～3ケ月で脱落が確認された．おそらくアザラシが泳ぐ際に掛かる水の抵抗が大きいためと思われる．しかし前述のとおり新生仔の多くは繁殖場から出産後1～2ケ月で消失したことから，そのような消失時期の確認には有効であったと言える．

大黒島で'90年に標識を装着し'91年に再確認された3個体のうち，標識によって確認することができた個体は1頭であった．しかしえりも岬で同様に再確認された個体は大型・小型どちらのタッグも脱落していなかった．この事例はタッグの装着部位の微妙な差異が脱落に影響することを示している．標識は漁業従事者など第三者でもその確認が容易であり，有効性は明らかである．より水の抵抗が少なく目視確認が容易なタッグの開発と合わせて装着部位の検討を行いつつ標識装着調査を継続していくことが必要であろう．

引用文献

新妻昭夫．1978．ゼニガタアザラシの社会生態．哺乳類科学．36：103-104.

哺乳類研究グループ海獣談話会．1973a．第3回海獣談話会報告．

――――― 1973b．ゼニガタアザラシの保護を訴える．パンフ．8pp

Summary

For the conservation and management of the Kuril harbor seals, we studied and involved ourselves in three areas.

First, an ecological study of the seals. The maximum number of seals counted were 479 at the summer census in 1991. 37 pups were tagged in the 1990 and 1991 breading seasons. 6 weaned pups were drowned in the salmon trap net near haul-out at Daikoku Island in 1990.

Second, an analysis of the kelp forest ecosystem and the habitat of the animals, using Landsat data.

Third, a discussion with local fisherman about the coexistance of them with the seals.

This multi-dimensional approach is important for the conservation of the

seals.

Key words : Kuril harbor seals, Census, kelp forest ecosystem, Tagging, Coexistance

石垣島サンゴ礁の保全管理研究

サンゴ礁環境研究グループ
目崎　茂和[1]・長谷川　均[2]・中森　亨[3]
モイヤーJ.T.[4]・前門　晃[5]・
渡久山　章[6]

Conservation Studies on the Coral Reefs of Ishigaki Island

Study Group for Coral Reef Environment
Shigekazu MEZAKI[1], Hitoshi HASEGAWA [2]
Touru NAKAMORI[3], Jack T. MOYER[4]
Akira MAEKADO[5] and Akira TOKUYAMA[6]

本研究は，危機的な状況にある日本のサンゴ礁環境の保全のために，何が必要なのかを沖縄県の石垣島を事例にして検討したものである．

そのために，まず環境の広域の監視（モニタリング）方法について，リモートセンシング技術を利用して，TMデータとカラー空中写真の画像処理の結果から，サンゴ礁環境分析への有効性を考察した．その結果は，TMデータでは，生サンゴ分布域などの予測は出来ないが広域の環境変化を把握することが可能である．

一方，カラー空中写真では生サンゴなど底質分類に有効であるが狭い範囲に限定され，また撮影年次が少ない欠点があることが判明した．また，保全区域の設置のため，サンゴ礁の地形分類をもとに環境区域の設定を実施し，そのための方策についても，いくつかの提言を行った．

1．はじめに

石垣島とその周辺サンゴ礁は，日本最大のサンゴ礁地域である．1970年代以降のオニヒトデ食害や土砂流入などによって，日本の大半のサンゴ群集が死滅し，危機的な状況の中でも，石垣島・白保地区など，その一部の地域が比較的健全な環境を広く残していることが確認されている（目崎・小橋川，1989）．

最近，沖縄各地でサンゴ群集の回復が知られているが，すぐにオニヒトデの再食害に見舞われたり，相変わらず土砂流入や埋め立て事業が続発しており，全体としてサンゴ礁環境は，危機的な状況が継続していると判断される（目崎，1991）．

さらに，サンゴ礁の保全は，温暖化や海洋汚染などの地球環境問題の上でも，重要な課題となってきた．また，新石垣空港建設計画は，残された

[1] 三重大学人文学部地誌学教室
Department of Geography, Mie University.
[2] 国士舘大学文学部地理学教室
Department of Geography, Kokushikan University.
[3] 東北大学理学部地質学教室
Department of Geology, Touhoku University.
[4] 田中達男記念生物研究所
Tanaka Tatuo Biological Laboratory.
[5] 琉球大学教養部地理学教室
Department of Geography, University of the Ryukyus.
[6] 琉球大学理学部化学教室
Department of Chemistry, University of the Ryukyus.

数少ない貴重なサンゴ礁環境を埋め立てるもので，近年の自然保護運動の象徴のひとつともなった．

しかしながら，白保地区など健全に残っていたサンゴ礁環境ですら，土砂汚染などでますます悪化の一途であり，サンゴ礁環境の保全管理は極めて緊急な課題である．

本研究は，このような状況や問題意識のもとに，石垣島のサンゴ礁を事例に，その保全管理のために何をなすべきかを，解明することである．

2．サンゴ礁モニタリングの検討

そのために，まずサンゴ礁とその流域の環境監視（モニタリング）システムの方法を検討する必要がある．その分析には，カラー空中写真やランドサットＴＭデータの画像処理による方法が，広域的な監視に現段階では最も有効であるが，しかしながら，多くの問題点もある（目崎他，1991）．

サンゴ礁環境では，地形やサンゴ群集は10数～数100ｍの規模で空間的な広がりをもつ構造がある．ＴＭデータ（30×30m区画），ＭＳＳデータ（80×80m区画）は有効ではあるが，環境条件である造礁サンゴ・藻類・底質などの分布調査と，その反射スペクトル特性やその季節変化などの実測などが，画像処理解析には必要であり，本研究でその実測を1991年８，９月にかけて白保で行った．詳しい結果については分析中である．

サンゴ礁海域でのリモートセンシングは，陸域での事例にくらべて少ない．この理由のひとつに，観測される波長が海域の情報を十分表現できないことがあげられる．すなわち，陸域で植生分類や植物の活性度を評価する赤外線領域の波長が，海域では水によって吸収されてしまい情報量が少なくなるからである．また，日本のサンゴ礁地域ではサンゴ礁を構成する地形の規模が小さく，30ｍの分解能しかないランドサットＴＭデータでは，これらを十分表現できないということも欠点のひとつである．

以上のようなことから，衛星リモートセンシングが発達した今日でも，生サンゴの分布域の把握やサンゴ礁地形分類に関して，最も有力な方法は大縮尺カラー空中写真の目視による判読である．この方法で多数枚のカラー空中写真を用いれば，広い範囲でサンゴの分布や地形を高い精度で分類できる．しかし，一枚の空中写真がカバーする範囲は，非常に狭く（日本では1970年代に撮影された１／10,000写真があり，１枚のカバーする範囲は約 2.5km× 2.5km），広範囲にわたるサンゴ礁地形分類図を作成する場合，経費や労力に大きな負担を強いることになる．

(1) ＴＭデータによる経時変化の抽出

ランドサットなどの衛星データを使えば，広範囲を一度に観測できる（広域性，同時性）だけでなく，一定の周期で繰り返して観測することができる（反復性）．現在使われているセンサーの解像力は，ランドサットの場合ＭＳＳが80m，ＴＭが30mで，礁原における生サンゴ域と死サンゴ域の判別はほとんど不可能である．しかし，将来新しいセンサーが開発され分解能や波長領域が細分されれば，リモートセンシングの特徴である広域性，同時性，反復性という特徴を生かし，サンゴの「活性度」の変化，サンゴの分布域の変化や陸から流出する赤土による海洋汚染などの環境監査ができる可能性が高い．

また，空中写真という可視情報をもとに作成した地形分類図とは質的に異なる，衛星画像によるサンゴ礁地形分類図が作成できる可能性もある．そのためにも，現段階で基礎的な資料を集積しておく必要がある．このような意図で解析作業を始め，ＭＳＳデータの解析結果や，ＴＭデータを使ったサンゴ礁地形判読の試みについて既に一部は発表した（長谷川，1989，目崎他，1991）．

そこで，白保地区のデータで解析した例を示す．ランドサットＴＭデータ（解像度30m）をもとに，1670万色のフルカラーで画像を作成しフィルムレコーダーで撮影したもので，この比較からサンゴ礁及び流域環境変化を読みとることが出来る．

白保地区（轟川～宮良湾沿岸）の経年変化（赤土堆積域の抽出）を解明するために，異なる２時期のデータを画像処理して比較検討することにし

た.

1984年12月14日撮影のＴＭ１，２，３バンドによるカラー合成（写真１）と1989年10月25日の同様のカラー合成（写真２）である.

写真の白色部分は雲であり，そのパターンに対応する黒い部分（各々の左上にある）は，雲の影を示している．オリジナルデータを幾何補正し，２時期の位置を合わせるとともに画像の一部を拡大した．1989年の画像には，宮良川と轟川河口付近に，1984年画像には見られない不定形なパターンが見られる（画像上では薄茶色）．このパターンはおそらく河口付近に堆積した赤土の一部分を抽出できたものと考える.

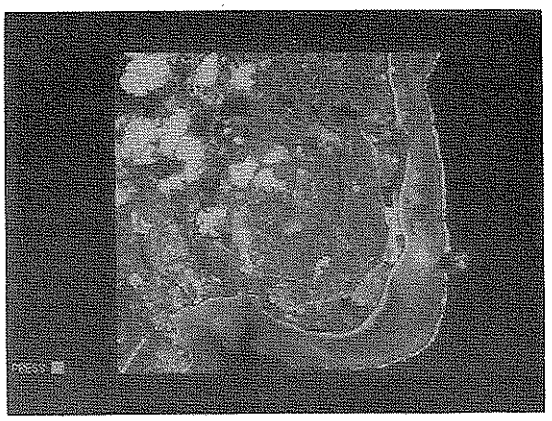


写真１　白保地区のＴＭデータ(1984年12月14日)
Photo 1　Landsat TM data of Shiraho area on 14th Dec. 1984.

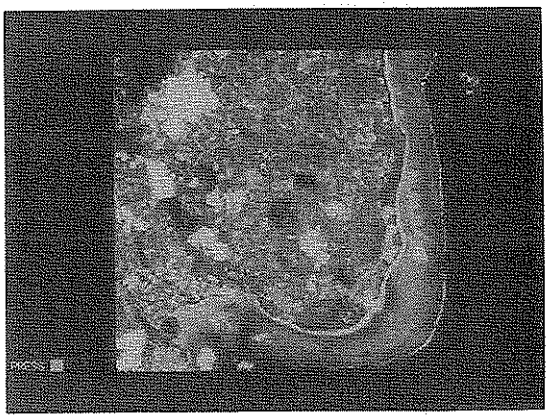


写真２　白保地区のＴＭデータ(1989年10月25日)
Photo 2　Landsat TM data of Shiraho area on 25th Oct. 1989.

また84年と89年を比べると，陸域の植生が全体的に減少している．この時期が10月下旬と12月中旬であるのでこの撮影時期のちがいかもしれないが，農作物の情報がないので，後述する土地改良事業によって農地などで緑が減ったと結論を出して良いようである．宮良川河口右岸で，植生が無くなり裸地が拡大している様子がわかるが，これは護岸工事の結果である.

このＴＭデータの解析法はほぼ確立しているが，84年以降のデータをすべて検討した結果，残念ながら雲量が多いデータがほとんどのため，現段階では詳しい経年変化が得られない欠点が判明した.

(2)　カラー空中写真による，サンゴ礁底質の自動判別

ＴＭデータは広域の検討によいが，やはりサンゴ礁環境の詳しい分析には，カラー空中写真による画像処理法が有効である.

カラー空中写真（１／10,000）をドラムスキャナーで読み込み，そのデータと，現地で生サンゴ（複数の属種），藻類の分光特性データの取得したものを比較した．これらの考察から，水深測定・構成要素判別のアルゴリズムを水中における消散係数にもとづいて作成することが可能となる.

その計算結果の図化では，造礁サンゴと礁岩の境界が明確に区別できなかった．これは，サンゴと礁岩の混合物とホンダワラの区別が現段階では不可能なためである．一応の成果として次のような項目の底質分類図が作成できた.

造礁サンゴ（礁縁）部
造礁サンゴとリュウキュウスガモの混在部
礁岩部
ホンダワラ部
砂床部

以上の結果から，近年の変化を捉えるため撮影年次の異なるデータを探したが，比較可能となる写真の入手ができなかった．1991年夏に撮影したものが，これから得られそうなので，変化の分析については今後の課題となった.

3．サンゴ礁の環境区分と保全区域の設定

サンゴ礁地形が，波浪や海水流動あるいはサンゴなどの生物群集の生育分布に大きな影響を与えることは明白である．その他，河川や人工建造物などもサンゴ礁環境に大きな効果を及ぼす．サンゴ礁の保全問題などを考察する場合に，サンゴ礁環境の地域区分（ユニット）が必要となる．

この方法は，まず（Ⅰ）干瀬型，（Ⅱ）干瀬・イノー型，（Ⅲ）イノー型の地形タイプを基本にして環境地域区分し後（目崎，1991），サンゴ生育状況や陸域・海域開発状況などを参考にして，当面から緊急な保全区域の設定を検討することである．

なお，タイプ別の分類では，1km程以下の狭い範囲では細分しないことにした．この地形タイプによる分類図（図1）をみると，島の輪郭である湾入などに関連して名蔵湾・伊原間湾の（Ⅲ）型，川平の（Ⅱ），米原・崎枝半島の（Ⅰ）型，その他は（Ⅱ・Ⅲ）型と区分され，とくに西海岸は全タイプに対応することが理解される．

一方の東海岸はすべて（Ⅱ）型となる．これを総合的に連続性や分布配置などを手掛りにまず10区に分け，それを結合させて大区分にまとめる．その結果は，上記のように東海岸と西海岸との2分割が有効と考えられる．さらにこれを細分すると，崎枝半島の南端（大崎，名蔵湾の北西端）で西海岸が二分され，全体が3地域に区分される．名蔵湾から石垣市街地までの区域は，最も内湾性が強く大部分が（Ⅲ）イノー型であり，人為的改変を最も受けている．

さらに，礁池の連続性・同質性や礁幅の均一性などを規定する岬・水道・ワタンジ・河川などに注目して，詳細にサンゴ礁環境を区分した結果を図1に提示した．

その結果は全体が2地域あるいは3地域，それを細分した10地区が21区域へと地域階層が設定された．この区域の最小単位ごとに，底質・サンゴや海草・藻の被覆度などの主な環境要素を入れれば，さらに異なる詳細な環境区分が再考されよう．しかし現段階では，これらの環境区分がサンゴ礁の生育分布の説明や，あるいは環境保全，海域利用のための区域設定などに，有効性をもつと考えられる．

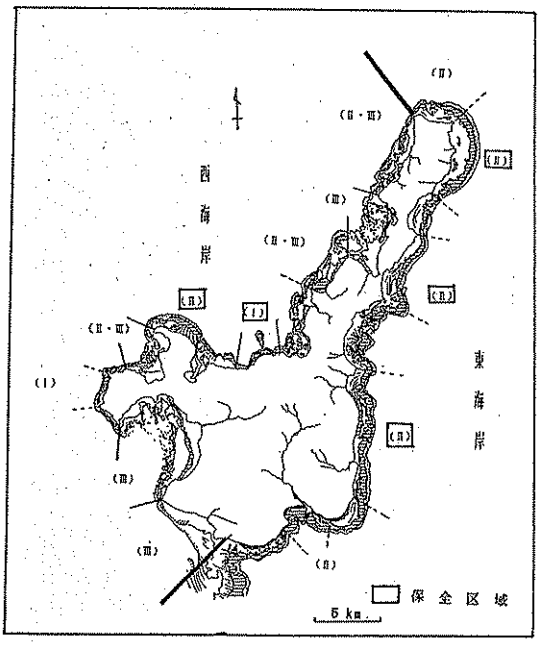


図1　石垣島サンゴ礁の保全区域設定
Fig.1　Conservation districts recognised in the coral reefs of Ishigaki Island.

現状で，サンゴ礁環境の保全区域を設定するには，この区域図をベースにして，前記したモニタリングの成果や流域の開発，汚染状況などを検討した上で，図1のような保護区域を設定した．

4．流域開発に伴うサンゴ礁汚染

サンゴ礁環境は，とくに土砂流出によって著しく改悪されることがよく知られている．石垣島の崎枝湾では，大規模土地改良事業の後，2－3年でその前面のサンゴはほとんど死滅してしまった．

白保地区についても，轟川流域での土地改良事業の進展（図2）によって，1985年以降土砂流出が顕著になった．とくに88年4月の集中豪雨時には，盛山グチまで濁水が流出し，淡水化と土砂によって，突然サンゴ群集が白化現象（共生藻が逃げ出してサンゴが白くなる）で大量に死んでしまったことが確認されている．

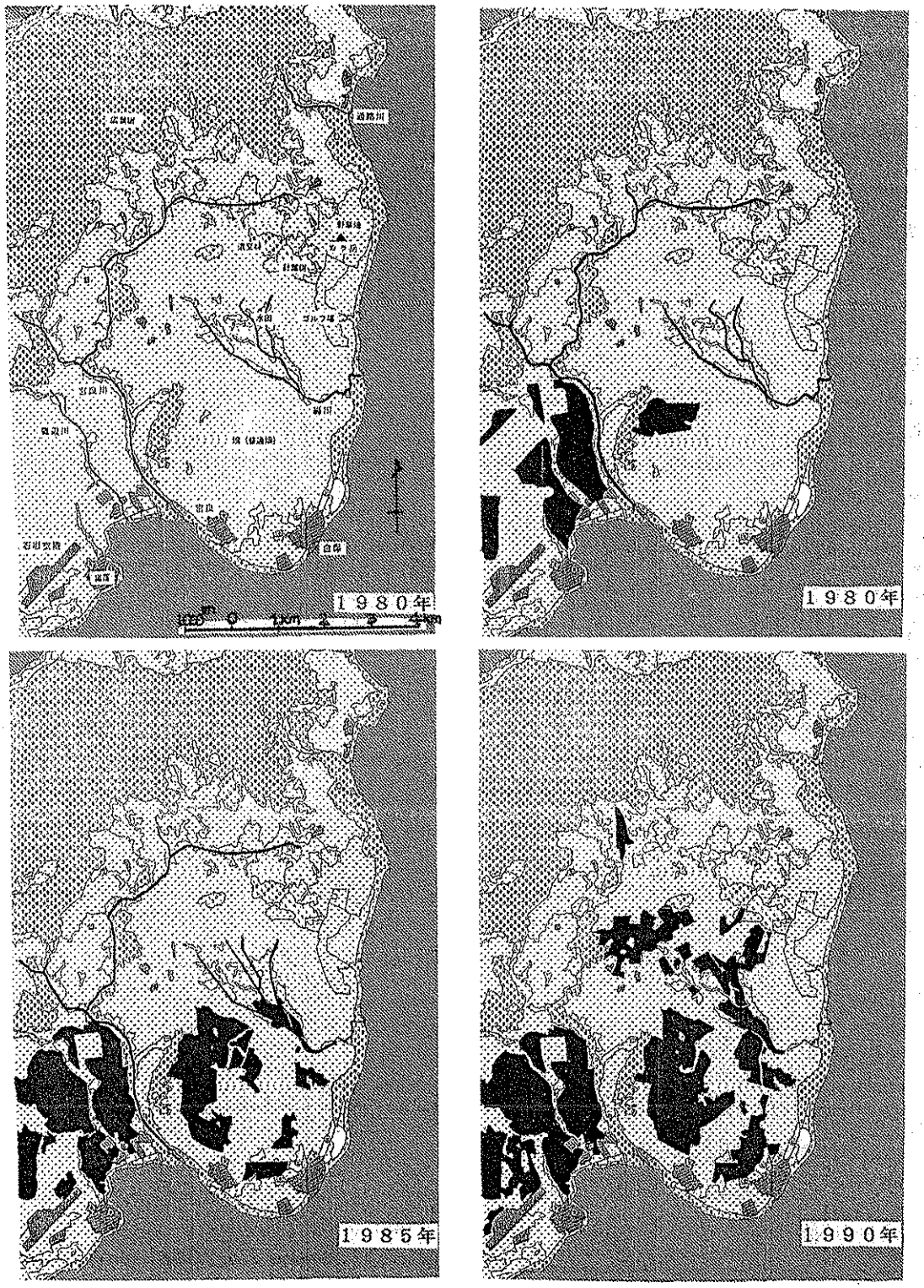


図2　宮良川流域の土地改良区の分布

Fig. 2　Distributions of land-reformed and districts in the drainage area of the Miyara river on 1980, 1985, 1990.

写真３　白保亀石南の土砂流出状況（1991年８月31日）
Photo 3　Soil runoff in the southern part of Kameisi Rock at Shiraho reef on 31 th Auguest, 1991.

本年度調査中は，梅雨・台風とも少なく，顕著な土砂流出の観測ができなかった．しかし写真３に示すように８月31日の局部的な雨（スコール）でも，亀石の近くの排水路から1000ppm ほどの土砂流出があり，イノー内を 300－ 500m拡散した．

轟川流域の土地改良は今後も継続されるので，それがサンゴ群集にどのような影響を与えるかを検討するため，轟川河口を中心に４ヶ所の方形区（２m×２m）を設置して観測することにした．

(1)　調査方形区の設定

本年度の調査で，轟川を中心にして生サンゴ群集の南北の広がりを検討してみた．この５年あまり轟川から土砂流出が激しく，その前面から汚染によってサンゴの死滅が拡大してきた．そこで２×２mの方形区を設置し，轟川を中心に４ヶ所で実施した．

その地点の方形区の写真は写真５－８に示した．それぞれの方形区の造礁サンゴと海草藻の特徴を示すと次のようになる．

①　方形区　　1

ここに出現するサンゴはすべて*Montipora digitata*（エダコモンサンゴ）である．*M. digitata*には２つの種があるが，とりあえずここでは両方とも *M. digitata*としておく．

内側礁原では典型的なサンゴ群集で，枝状のサンゴの被覆率が高い．

藻類はホンダワラ類およびビロウドガラガラが多数認められる．また，枝状サンゴの基部や側部等の枯死部には無節サンゴモやラルフシアの一種が多数認められる．藻類の種構成は井龍（1991）の混生帯に普遍的に認められるものであるが，ホンダワラ類の分量が多い（写真４）．

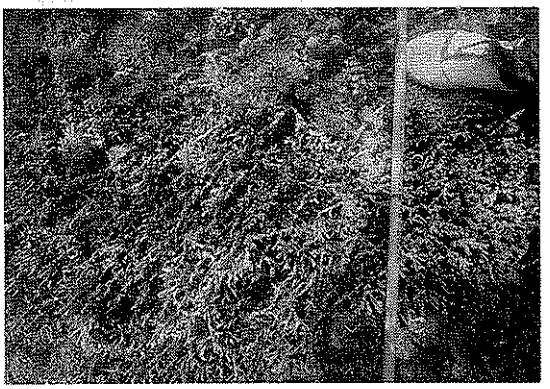


写真４　方形区１のサンゴと海藻
Photo 4　Corals and seaweeds at Quadrat 1

② 方形区　2

この方形区に出現するサンゴはほとんどが *Porites sp.*(ハマサンゴ類)と*Acropora pulchra*（オトメミドリイシ）である．前者はマイクロアトールを形成し，互いに融合している．また，塊状ハマサンゴは，*Porites lobata*, *Porites lutea*, *Porites australiensis* の3種があるが，この区別はしていない．内側礁原では，他にあまり例の無いサンゴ群集である．

ビロウドガラガラおよびウミウチワの一種が卓越する藻類群集が分布する．ハマサンゴの枯死部や礁岩の露出部には，*Caulacanthus sp.*（イソダンツウの一種），*Coelothrix irregularis*（ニセイバラノリ），*Spyrida filamentosa*（ウブゲグサ）を主要構成種とするスズメダイ類の海草畑が成立している．井龍（1991）の混生帯に普遍にみられる海藻群集である（写真5）．

写真5　方形区2のサンゴと海藻
Photo 5　Corals and seaweeds at Quadrat 2

③ 方形区　3

この方形区は，方形区2と同じく塊状ハマサンゴが多数みられるが，この3種の区別はしていない．この群体はいずれも数cmのものであり，複数種が含まれている可能性がある．礁池の群集が死滅した後によく認められるサンゴ群集である．

この方形区は砂底中に位置し，サンゴの小パッチを含む．*Hormophysa triguetra*（ヤバネモク），*Sargassum polycystum*（コバモク），*S. swartzii*（ヒラエモク），*Sargassum sp.*（ホンダワラの一種）といったホンダワラ類，ビロウドガラガラ，コサボテングサが卓越する．石垣島の礁池の海岸寄りに広がる砂底みられる典型的な海藻群集である（写真6）．

写真6　方形区3のサンゴと海藻
Photo 6　Corals and seaweeds at Quadrat 3

④ 方形区　4

ここでは*Montipora digitata*, *Porites lobata*(フカアナハマサンゴ)，*Pavona divaricata*（トガリシコロサンゴ）の3種が認められるが，*Porites lobata*については，*Porites lutea* や*Proites anstraliensis* の可能性がある．礁池の典型的なサンゴ群集である．

方形区内ではビロウドガラガラが最も卓越する藻類である．*Caulacanthus sp.*（イソダンツウの一種），*Coelothrix irregularis*（ニセイバラノリ），*Spyrida filamentosa*（ウブゲグサ）を主要構成種とするスズメダイ類の海草畑が成立し，また*Padina sp.*（ウミウチワの一種）*Actinotrichia fragilis*（ソデガラミ）も多数生育する．礁池内のハマサンゴのパッチにごく普通にみられる海藻群集である（写真7）．

(2) 保全管理の取り組み

近年のリゾートブームは石垣島へも波及し，牧場や農地が本土や沖縄系企業に買い占められてきた．1991年10月に入って白保の旧空港予定地をリゾート開発する計画が発表された．石垣

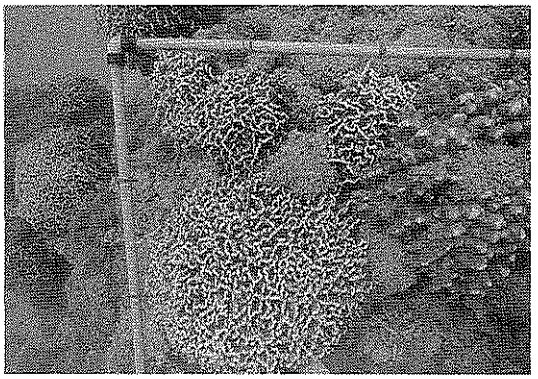


写真７　方形区４のサンゴと海藻
Photo 7　Corals and seaweeds at Quadrat 4

市農業委員会ではこの計画に認定しない表明出した程である．

現状では，サンゴ礁の保全や管理について県レベルや市町村レベルで組織だっての取り組みは全くない．轟川の土砂流出に対して，日本自然保護協会などが県に対して防止に関する要請行動はあっても，なんら具体的な成果はあがっていない（IUCN，1988，日本自然保護協会，1991）．

県庁としても90年度より赤土流出の対策プロジェクトをスタートさせたが，今だに明確な行動は，ひとつも表れていない．ただし，白保公民館は91年に環境委員会をスタートして，海人や住民による白保サンゴ礁の保全管理プログラムの作成に入ったが，進展がない．

当面は土砂流出についての対策の他，リゾート開発の防止，さらには，観光客増大に伴ってサンゴの破壊（とくにウスコモンサンゴや枝サンゴなどがフィンやアンカーなどで近年かなり壊された）防止が検討事項に挙がっている．

以上のような保全管理に対するこれまでの動きを調べてみると，やはり，早急な指針づくりが望まれる．

この調査にもとづいて，ここで提言をしてみたい．

①早急な監視体制をつくる．日本自然保護協会などの保護団体と環境庁や県自然保護課・漁協・ダイバー組合などが協力する体制をつくることが重要である．

②詳しい監視は結局のところ住民意識と関わり，市町村や公民館のような組織で持続的監視，利用，保全プログラムを検討すべきだが，この基本的な指針についての作成が望まれる．

本研究は，この第一歩であり，今後さらに検討を加えて具体策を早急に提示したいと考えている．

７．参考文献

井龍康文．1991．石垣島，カラ岳東方海域に生息する海藻および海草について．『石垣島のサンゴ礁環境』．世界自然保護基金日本委員会．159 － 172．

長谷川均．1990．サンゴ礁地形判読のためのLANDSAT カラー合成画像の検討．国士館大学文学部人文学会紀要．第23号，119 ～136．

IUCN（1988）：Shiraho coral reef & the proposed New Ishigaki Airport, Japan. 231 p.

目崎茂和（文）・小橋川共男（写真）．1988．『石垣島・白保サンゴの海』．高文研．122p.

目崎茂和　他．1991．サンゴ礁環境のデータベース化と時空間分析．『近代化による環境変化』．文部省科研費平成２年度報告書（Ｉ）．228 －229，　295－ 301．

目崎茂和　編．1991．『石垣島のサンゴ礁環境』．世界自然保護基金日本委員会．214p.

日本自然保護協会，1991，新石垣空港建設がサンゴ礁生態系に与える影響，119p.

Summary

This study attempts to discuss the conservation issues of the coral reefs around Ishigaki Island, Okinawa Prefecture. Though almost all of the coasts on the island are fringed by coral reefs, the differences in reef morphology and

related enviroments are distinctly recognizable along the coasts. Furthermore the coral reefs are divided regionally, according to the arrangement of the type of the reef morphology and the shape of the coastline. Based on the data from color air-photographs and image processing from the Landsat satellite, collection and analysis of available information on the past and present status of coral reefs is useful for the further conservation and management of coral reefs.

Key words : Conservation, Coral reefs, Ishigaki Island.

嗜好性植物の給餌が植林地のシカの生態に与える影響

丹沢のシカ問題連絡会
大沢洋一郎・古林賢恒・村上卓也・永田幸志
皆川康雄・石井　隆・三谷奈保

The Influence of Supplementary Feeding of Preferential Plants on Sika Deer (*Cervus nippon*) in Man Made Forests.

Tanzawa Deer Research Group
Youichiro OSAWA, Kengo FURUBAYASHI, Takuya MURAKAMI,
Kousi NAGATA, Yasuo MINAKAWA, Takashi ISHII
and Naho MIYA

調査の目的は，1)スギ(*Cryptomeria japonica*)・ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)の植林地帯におけるニホンジカの行動圏，2)越冬期の給餌が行動圏に与える影響について明らかにすること，である．

行動圏については，3頭のシカ（オス成獣，メス成獣，亜成獣）に発信機を装着し，ラジオテレメトリー法，直接観察法により明らかにした．

給餌植物には，越冬期に利用頻度の高いスズタケ（*Sasamorupha purpurascens*），アオキ(*Aucuba japonica*)，ヤブツバキ(*Camellia japonica*)，スゲsp.(*Carex sp.*)を用いた．給餌により，オス成獣，メス成獣，亜成獣の1月から3月の季節的行動圏がほぼ重なること，給餌場に滞在する時間帯が重複することがわかった．給餌植物への依存率は高く，とくに2月，3月にはアオキは100%採食する日が続いた．

はじめに

讃岐国から出土した袈裟襷文銅鐸には，シカやイノシシとトンボ，トカゲ，クモ，カマキリ，スッポン，イモリなどの図が描かれている．前者は，狩猟や漁師への関心を示したものと考えられるが，後者のグループは，そのような関心とは違ったものと考えられる．最もありふれた最も身近な「動くものに対する関心」を示し，無意識のうちに，これらの小動物たちの生命に神の摂理のごとき神秘さを感じた表れとして描いたものと推察される（中野　1986）．

このような思いは，昔も今も変わりはない．岐阜と長野の県境部に，日本のヒノキの故郷とでもいえる山々がある．その一つ，奥三界山のいだく井出ノ小路の流域のヒノキ林は，300余年の歴史を刻みこみ，大人が4～5名でやっと抱きかかえるような大木がニョキニョキと林立している森林である．通常の人工林の景観とは雲泥の差をそこに見ることができる．身動き一つせず立っている大木は，集まって下層の木や草をはぐくみ育てながら，野生の鳥獣や昆虫や魚の生活場所を提供してくれる．天敵から身を隠す場となったり，気象の変化を和らげ，野生の鳥獣にとっては生活のしやすい空間をつくりだす優しい母なる大地とでもいえる．姫路城の心柱もこの森林から伐り出されたものと聞くが，美しい姫路城を支えている力持ちでもある．永久に生き続けるこの森林に誰しもが畏怖の念をいただくことであろう．そこに生きる野生動物の真剣に何よりも懸命な姿に接したときには，美しく価値ある生命として目に映り，身体に暖かいものを感じ，心豊かな気持ちになることだろう．この思いを子や孫へ健全な姿で残した

いという気持ちが，「丹沢のシカ問題連絡会」を構成するメンバー一人一人の心の内に揺れ動く．

その気持ちを大切にし，身近なところから第一歩を踏み出した時，直面したことが，シカと農林業との軋轢問題であった．

日本列島に住みついた人々が，自然の営みの中に衣食住に必要なものを見いだし，それを持続的に利用するための自然の法則性を発見する喜びの過程で，何を得，何を失っていったのだろうか．山野にすむ動物たちとの絶え間ない相克の日々は，日本列島から野生の動物を締めだしていく日々となった．残り少なくなった野生動物が，安住できる生態的条件はどこに求めることができるのか，また，その生態的条件を維持するための社会的条件とは何であるのかを，今，考えることは，人間自身がつくりだした人工的な環境が，まわりまわって人間自身にマイナスとして働くようになってきたことを肌で知り，野生動物との自然のつきあいの場を失いたくないという強い気持ちから出発しているのかもしれない．

ところで，シカやカモシカは，大規模に人工林を造成した場合，一過性に下草が繁茂するために，餌が豊富となり，個体数を増加させることになる．それによって，植林した苗木に食害がでる．われわれのフィールド，丹沢山地においてシカと人間の共存を考える際に問題にしなければならないことは，

1）シカの本来の生息地と人間の生活空間が重複していること

2）国定公園内，鳥獣保護区内の高標高域の自然林にシカが生息しているが，スズタケの分布の退行に代表されるように，ハビタットの劣化が短期間に目につくようになったこと

3）都会に近く，人間の接近が容易であるため，シカに対する狩猟圧（密猟を含む）が高い山地になっていることである．

2）の問題について，少し詳しくふれておくこととする．図1は，現在の丹沢山地の土地利用状況を考える上で重要な資料である．標高 400mを境にするように，そこから上部が森林地帯，下部には集落・田畑が発達した地帯となっている．この土地利用は，シカの生息域を物理的に決定することとなる．シカは 400m以下の地帯から締めだされ，標高の高いところで生活していかねばならなくなる．

標高 800m前後までは，スギ，ヒノキを中心とする植林地が広域にわたって分布している．先述したように，植林活動は，一時的に下草の現存量を増加させるため，草食獣のシカにとっては，都合がよく，森林地帯に適応し，個体数が急増することとなる．それは，伐採の手が入らない自然条件下では山火事のようなアクシデントでも発生しない限り，おこりそうにない現象である．そこで，次の3点が問題になってくる．

(1) 人工による草地化により自然条件下では認められない増加率でシカが増殖すること

(2) 増加したシカが越冬期をのりきるために，スギ，ヒノキの枝葉，樹皮を摂食すること

(3) 標高 800m以上の分散地域は，植林活動の行われている下方から絶えず分散個体が供給される構造になっているため，必然的に生息密度が高まっていくことである．

しかしながら，高標高域で自然林が広く分布するゾーンでは，越冬期のシカを支える環境収容力が低いため，いろいろな問題となって表面化してくる．一つには，積雪時に起こる餓死問題であり，一つには，越冬期の主食となり，優占分布するスズタケの分布の退行現象である．

このスズタケの枯死は，土壌の裸地化をともなう．急峻，複雑な地形（丹沢山地の60%が35°以上の勾配になっている（神奈川県環境部 1987)），降雨量が年間2000㎜の山地，関東大震災の傷跡がいまだに深く山肌に刻みこまれていることを考えると，スズタケの枯死にみられるような生態系の単純化の過程は，やがて地域の生活の根源となる場を土台から崩壊させてしまう危険性をはらむ．この解決に，シカを追い払い撲滅すれば明るい地域づくりにつながるという場当り的な発想は，暗くて貧しいものでしかなく，われわれの望むところではない．

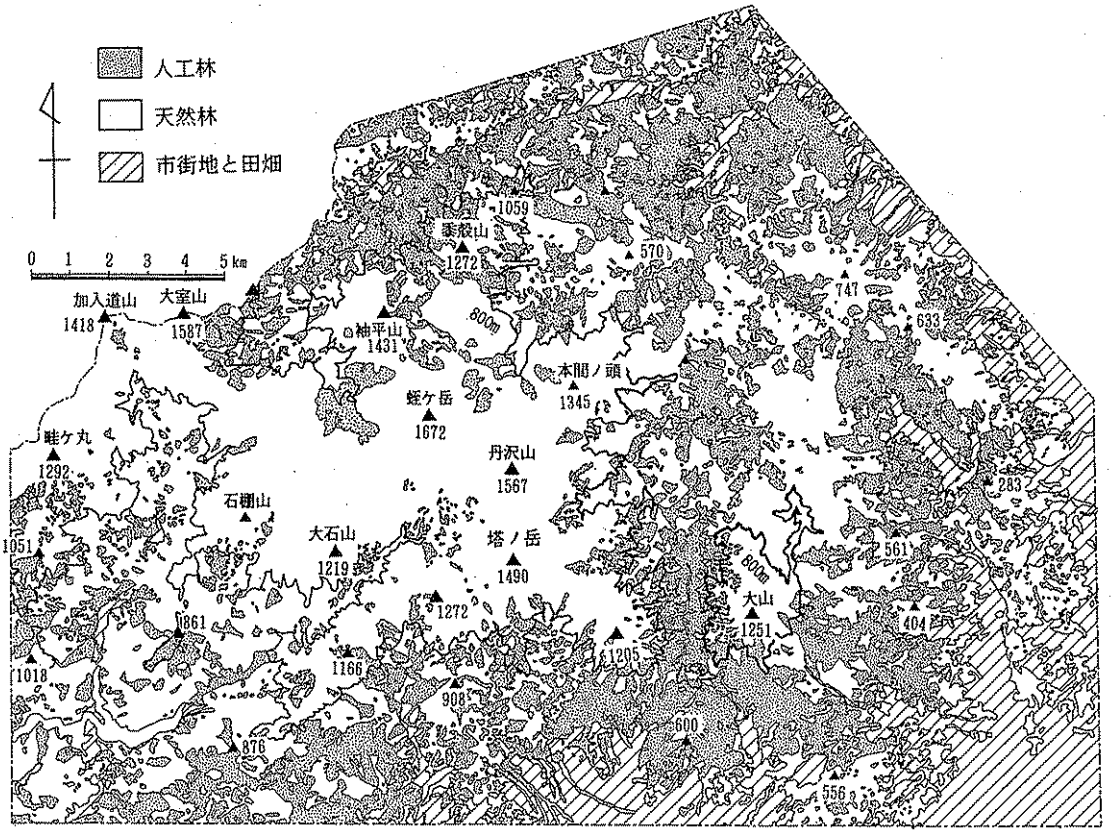


図1　丹沢山地の土地利用

Fig.1　Land Use in Tanzawa Mountains

そこで，以上のような問題を解決し，人間とシカの共存を考えた森林の管理を提言していく一環として，スギ・ヒノキの植林地帯における越冬期のシカの生態について，調査研究を推進させることになった．P.N.ファンドの援助のもとで，1990年度に行った調査項目は，

1．ラジオテレメトリー法により，オスジカ，メスジカの行動圏を明らかにすること

2．給餌が行動圏におよぼす影響について

の2点である．

行動圏（通常，動物が採食，休息，逃避などの行動により活動する範囲）は，地形，植生，気象条件といった，環境要因，また，伐採，植林活動といった人為的要因によって大きく左右されることが考えられる．そのため，丹沢山地，それも札掛地区のシカの生態を知り，共存策を打ち出していくことを目的とした当計画の推進にあたっては，札掛地区ならびにその周辺での学際的な情報を集積する努力がつねに問われることになる．

経年的なレベルでニホンジカの行動圏を追跡したものとしては，表日光一帯（丸山 1981），足尾山地（小金沢　未発表），五葉山（伊藤 1987）がある．これらの事例報告数も少ないが，丹沢山地においては，古林・山崎（1987）の一報と，古林ら（未発表）が1990年より追跡しているものを加えて，計4つの調査事例があるにすぎない．

そこで，新たにシカの捕獲を試み，ラジオテレメトリー法，直接観察法の併用により，個体の位置を確認する方法で行動圏を明らかにすることとなった．その際，越冬期を中心に給餌を行い，給餌が行動圏に与える影響について調べることとし

た．これは，シカがスギ・ヒノキの植林地帯で厳冬期を乗り切る際に，植栽されたスギ・ヒノキの枝葉，樹皮を採食する問題がおきているため，その問題を解決する基礎的資料を得ることを目的とするからである．

この研究調査活動の推進にあたっては，多くの人々の協力があった．ここにあらためて名前を記し，感謝の念を表したい．

石川　隆，阿部健太郎，樋口一孝，企業組合丹沢ホーム，成田和吉，鶴田幸倫，藤井　明，神奈川県県有林事務所，佐藤謙司，渡辺隆史，南足柄森林組合，ツキノワの会，井上　基（順不同）．

調査地の概要

調査地は，都心部から直線距離にして60kmしか離れていない神奈川県愛甲郡清川村札掛の丹沢県有林内にある（図２）．それをかかえる丹沢山地は，標高 400mの丘陵地にとりかこまれ，標高 1,672mの蛭ケ岳を最高部とし，標高 1,200m以上の三角点が十数座連なる山塊である．自然植生はブナ林，シイ，カシ林地帯で占められている（神奈川県　1972）．札掛の位置する東丹沢一帯は，図１（前出）をみると明らかなように，広域にわたって林業がおこなわれており，昭和40年代に入ってシカと林業の軋轢が大きな社会問題に発展した地域である．その回避にむけて，さらには人間とシカの共存のために，今日までいろいろな施策が講じられており，新たなシカ対策を考える上で格好のフィールドと考える．給餌場所は標高 520mに位置し，スギ・ヒノキの植林地帯に囲まれたモミ・ツガの天然林の一隅である．

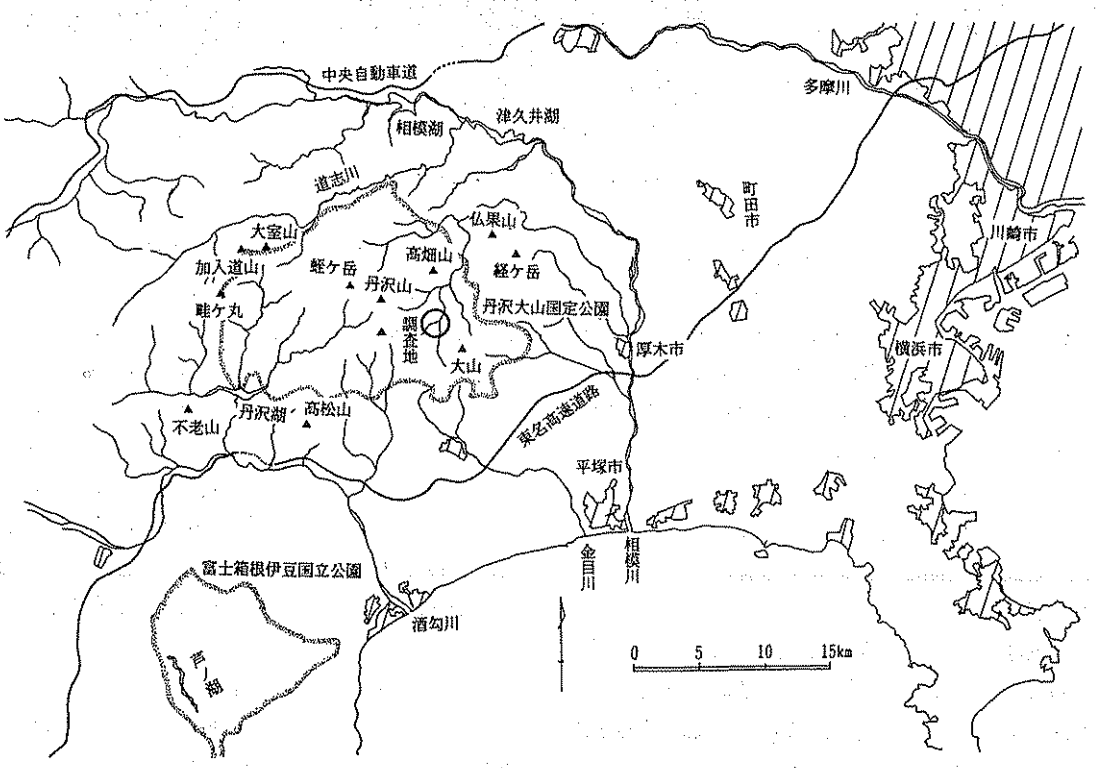


図２　調査地

Fig. 2　Map of study Area

調査方法

1）捕獲作業　2）給餌作業　3）テレメトリー法と直接観察法による行動追跡作業の3部門に分けることができる．

1）捕獲作業

シカの捕獲作業においては生捕り用のわなが必要になる．わが国で，これまで試行されてきたものとしては，宮木・丸山ら（1978）が表日光で行った，クローバー式箱わなによる方法（図3），東（未発表）が行っているくくりわな（図3）による方法などがある．前者の箱わなでは，メスジカの捕獲はできても枝角をもつオスジカの捕獲が困難なことをはじめ，一連の捕獲作業時にシカを傷つけ，死亡させる確率が高いことがわかった．また，くくりわなによる方法も，生捕した個体に近づき麻酔をする際に暴れるため，斜面をさけ平坦地を選ぶなど，設置場所が限定される弱点をもっている．そこで，今回は容易にシカに接近できる場所で最も安全に捕獲できる方法を用いるということに重点をおいた結果，以下のような捕獲作業を行うことになった．

(1) 給餌場を設定し，シカが通ってくることを確認する作業

(2) 直接観察により，外見上，栄養状態が良い個体を見いだす作業

(3) 給餌場にいるシカに車で接近するため，車の通行でシカが避けないようにする学習作業

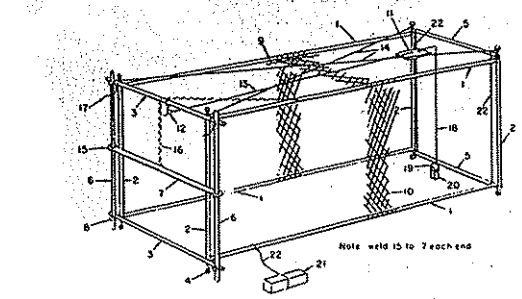
(4) 車をたてに，10mはなれたところから，大腿部に麻酔薬を打ちこむ作業，座り込んだシカを取り押さえ，発信機の装着，外部形態の計測を行った後覚醒剤を血管注射し，解放する作業

が，それである．通常，山で仕事をする人の車が朝8時と夕方5時に通行する以外には，車の出入りが少ない場所を選び，車道から10m程度はなれた見通しのきくところに，給餌植物をおくこととした．給餌する植物には，アオキ，スズタケを用いた．これらは，冬期になってシカが好む植物と考えられるものである．1990年12月に入って，毎日10～30kgのアオキ，スズタケを給餌し，給餌の時刻は15：30～16：00とした．10～15頭のシカが給餌場に通うようになり，餌を採食しているところを車で通過する日々が，約50日間続いたところで，最初の捕獲が試みられた（1991年1月19日，同1月20日）．その後も同様の経緯を繰り返し，3月26日には新たに捕獲作業を行い，計3頭のシカの捕獲に成功した（写真1）．

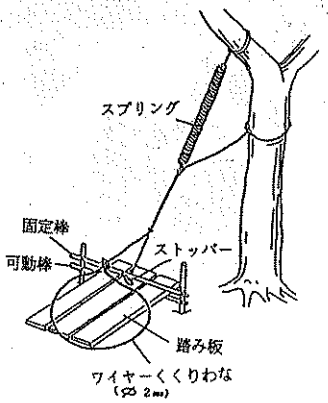
3頭の外部形態などの計測結果については表1のようになっている．

2）給餌作業

給餌場に通って来るシカを直接観察することができる場所を選び，当初は10～30kgのアオキ・スズタケを給餌した．通って来るシカの頭数が安定してきた頃を見計らって，以下の数式を用いて給餌量を決定し，毎日台秤りにて給餌量を，また翌日の給餌の前に前日の残りの植物を集め，利用割



クローバー式箱わな
(CLOVER 1956より)



くくりわな

図3　わなの構造

Fig.3　The construction of deer trap

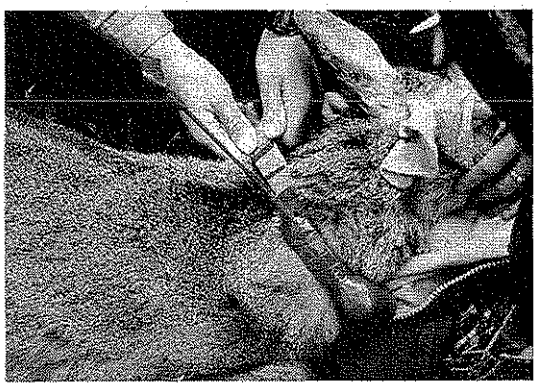


写真1　発信機をとりつけたシカ

写真2　給餌植物の採取

表1　捕獲したシカの外部形態

Table 1 Body size of deer attached with radio collars.

(単位：mm)

	全長	体長	尾長	耳長	後足長	首周り	捕獲日
オス930	1450	780	110	133	410	480	1991.1.20
メス 70	1370	770	120	140	420	340	1991.1.19
メス830		790		137	406	315	1991.3.26

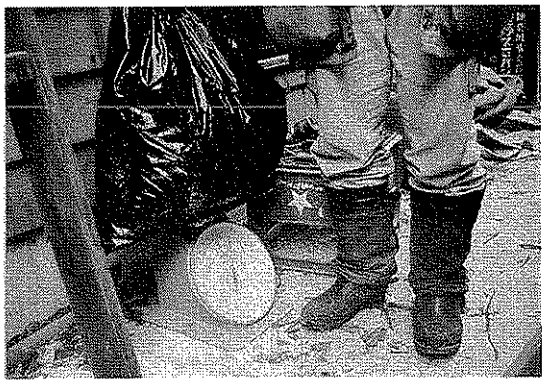


写真3　給餌量の測定

合を算出するために残査量を測定した．

1日の給餌量（kg）

$$=0.045 \times (\text{シカの体重})^{0.75}$$

（GILES（1978））

（但し，給餌植物のエネルギー量が 4.2Kcal/g以上とする．）

なお，給餌植物は，ニホンジカの生息が認められなくて，調査場所と類似する植生帯から採取することとした．そのため，南足柄森林組合を通して給餌植物を供出していただける山林所有者を紹介してもらうこととなった．

給餌は，1990年12月1日～1991年5月10日まで行った．この間，給餌量，残査量の記録は，1991年2月5日から同4月10日までの65日間にのぼった（写真2～4）．

写真4　給餌

3）行動追跡作業

テレメトリー法による行動追跡については，受信機（YAESU製 FT-290MkⅡ）とアンテナ（マルドル製　八木式3素子型）を用いて適宜ロケーションを行った．定位は3点以上のロケーションによって行った．複数の調査者が入れるときには，同

時刻に，また単独入山時には短時間の間にすばやくロケーションし，定位した．

また，日周活動を明らかにするために，24時間体制で2時間ごとに3地点からロケーションを行った（写真5）．

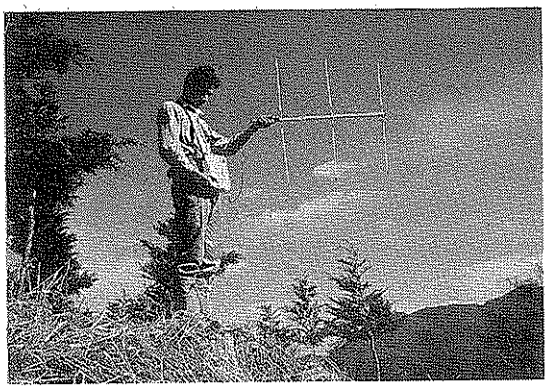


写真5　ロケーション

給餌場に通って来るかどうかについては，直接観察法により，個体を確認する作業を続けた．給餌時刻を一定にし，目撃可能な時間帯に給餌場に出現したシカの頭数，身体のサイズ，発信機装着個体と他のシカグループとの関係などの記載を行った．それらはロケーションの結果と合わせ，給餌が越冬期の行動圏に与える影響の考察を行う資料とした．

結果および考察

1）行動圏について

行動圏が給餌によってどのような影響をうけるのか，雌雄の行動圏のちがい，行動圏の季節性を検討するために，月別のロケーション結果についてとりまとめた．その際，まず給餌の効果をみるために，給餌場に現れる時間帯と，それ以外の時間帯に分けて，シカが定位していた場所を明らかにすることにした．給餌場に現れる時間帯の決定は，給餌場のシカの動向を直接観察することによって得られた資料（表2）にもとづき行い，16時から18時とした．また，それ以外の時間帯については，日の出から1～2時間経過し，気温の上昇

表2　給餌場で観察したシカの頭数と観察時間

Table 2　The number of deer and time spent by them at feeding site.

月日	給餌場で観察されたシカの頭数				出現（観察）時間
	930	70	テレメシカではない個体	計	
1/12	○			7	23:00 頃
15	○			1	16:00 頃
27	○	○	大大小	5	16:50 ～ 17:15[1]
2/ 1	○	○		2	21:00 ～ [2]
2			大大中小	4	17:25 ～
3	○	○	大大大大中小小	9	17:13 ～
4	○	○	大大大大	6	16:50 ～
5	○	○	大大大大大中小小	10	16:35 ～ 17:45
6		○	大小小小	5	～ 17:30
7		○	大大大中小小	6	17:05 ～
8	○	○	大大中小小？？	9	16:55 ～ 17:30
10	○	○	大大小小小？？	9	17:03 ～
11	○	○		11	16:43 ～
12	○	○	大中小？？？	8	16:35 ～
16	○	○		14	17:00 ～ 17:30
18	○	○		13	16:50 ～ 17:30
19	○	○		10	16:00 ～ 17:40
20	○			13	16:28 ～ 16:44
21	○	○		10	16:17 ～ 16:45
22	○	○		11	15:57 ～ 17:00
23				11	
24	○			10	16:00 ～
25				9	
26	○	○	大大中小	6	15:00 ～
27	○	○		7	16:36 ～
28	○	○	大大中小小小？？？	11	17:16 ～
3/ 1	○		大中小	4	17:46 ～
2		○	大大大中小？？？？？	11	17:47 ～
4	○	○	大大大中中小小	9	16:28 ～
5	○			6	16:38 ～
6		○		1	17:14 ～
7	○			9	17:20 ～
8	○	○	大大中中小	7	16:57 ～
9	○	○	大大大中中中小小	10	16:52 ～
10	○	○	大大中中中小小小	10	16:10 ～
11	○	○	大中中小	6	17:15 ～
12	○	○		9	17:00 ～ 17:55
13	○	○		10	16:37 ～
15	○	○	大大中小小？？？	10	16:25 ～
22		○		1	17:00 頃
25	○	○		2	17:20 ～

1)；この表記法は出現時間と観察できる時間帯に立ち去った時間が明らかな場合。
2)；この表記法は出現時間と観察できる時間帯に立ち去らなかった場合。

する8時から16時までの日中と，気温が低くなる夜間から翌朝までに分けて，シカが生活していた場所を再現させた．図4，表3は，その結果を示したものである．

3頭のシカの行動圏は季節的変化をともなうことがわかる．まず，オス成獣（No.930）とメス亜成獣（No.70 ）の1月から3月の生活空間であるが，南面を向く，下層植生の乏しいモミ・ツガ林を生活場所としていて，ほぼ重なっている．とくに16時から18時の時間帯には，給餌場で同居し，採食していることが直接観察されている（表2，前出）．4月に入ると，No.930とNo.70 にメス成獣（No.830）を加えた追跡個体ならびに，それまで一緒に通っていたシカすべてについて，給餌場に出現することがそれまでに比べて少なくなり，4月10日をすぎて以降，5月の上旬までの間に給餌場に姿を見せなくなった．それと同時に，3頭ともそれまで利用頻度が少なかったと考えられる対岸部を利用する動きが認められるようになった．その動きがどのようなことを意味するかは，今後の検討をまたねばならないが，植物の開舒とおそらく関係が深いものと考える．

5月以降についてはロケーションの回数がすくなくなるため，詳しい考察は避けるが，No.930，70，830 の行動圏がずれてくる．メスのNo.70 とNo.830は，ヒノキ壮齢林を中心とした季節的行動圏へと活動範囲がひろがっていく．この同じ地域で佐藤（1988）は，2年間にわたり当地域のけもの道を丹念に歩き回り，シカの休息跡の発見につとめ，環境選択を調べている．その調査結果の一部（図5）と，メスNo.70 ，830 の5月以降のロケーションの結果（図4参照）とを照合させてみると，休息跡の集中する場所とロケーションにより定位した場所がまさに一致する．このメスグループが利用しているヒノキ壮齢林は，図5にみるように，沢筋部を中心にいくつものギャップが発達し，シカの利用できる植物が繁茂しているが，休息跡，ロケーションの結果ともにその周辺部に集中分布する結果となっている．

一方，オスのNo.930は，メスのNo.70 ，830 とは異なったえさ場を利用している．そのため，5月から8月下旬までの4ヶ月間の季節的行動圏は，No.70 ，830 のものと大きくずれている．佐々木（未発表）は，開けた幼齢植林地をえさ場にするシカのグループに対して夏毛の斑点を基準に個体識別しながら，3年間にわたり行動を追跡し，そのグループ構成とグループ間の幼齢造林地内の利用エリアを明らかにする作業をすすめた．その結果，繁殖期を除くと，同じえさ場でオスとメスグループの同居する確率がきわめて低いことを明らかにしている．メスグループ同士が同居する場合は，一定の間隔をおいて同居していること，また，時間差をおいて全く同じエリアを利用することを発見している．オスとメスグループの間にはどのようなルールがあるか，開けた植林地にオスを発見する機会が通常時きわめて少ないため，不明となっている．オスジカがどのような環境を選択しながら生活しているのか，野生のオスジカの研究事例は欠如しており，さらに標識をつけ，調査事例を増やさねばならない．そのことによって，雌雄の生息場所のずれ（sex segregation)の意味が明らかになっていく．

ところで，9月に入ると丹沢ではシカの繁殖シーズンに入り，オスジカのラットコールが始まる．この季節には，オスジカの行動が他の季節とことなり，メスジカを追い求める生活パターンになり，そのためメスジカのえさ場に同居する生活が主体となる．図4（前出）の9－10月のオス行動圏をみると，明らかにNo.70 ，830 の行動圏の中心部で定位する日が多くなり，メスグループの行動圏に重なるように行動していることがわかる．これらのオス行動は，5月から8月には見られなかったものである．この季節，種の存続のためにオスジカがどれ位の行動圏をもち，メスジカを追い求めるのか興味深いものがある．これまでのところ，本調査のオスジカについては，日周行動の面的なひろがりは他の季節と比べてかわりがない結果となっているが，「うろつきまわり型」のオスジカの行動を認める報告もある（三浦　1986）．メスの集団性との関係など当季節のオスの行動につい

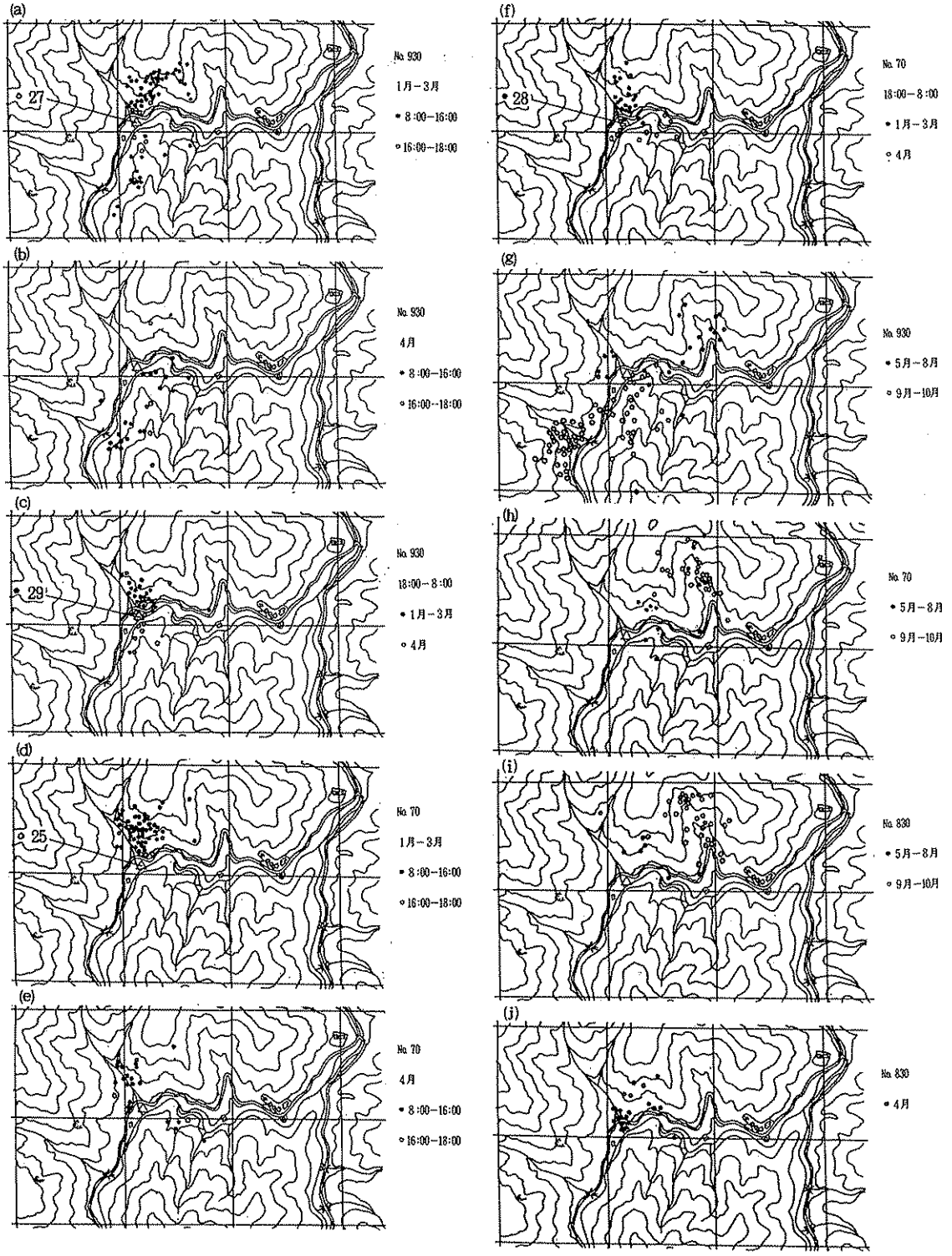


図4(a)～(j)　ロケーションの結果

△　給餌場所　数字は給餌場所で観察した回数を示す

Fig. 4 The seasonal home range on the basis of radio-telemetory data.

表3　月別ロケーション数

Table 3　Seasonal variation of the number of deer locations

個体番号70

(時間)	0－2	2－4	4－6	6－8	8－10	10－12	12－14	14－16	16－18	18－20	20－22	22－24	計
1　月	0	0	0	0	1	0	0	1	2	1	1	0	8
2　月	6	7	5	7	10	10	5	11	18	6	5	7	97
3　月	1	1	1	2	5	4	3	2	14	1	3	1	38
4　月	2	1	2	2	4	6	5	7	2	2	1	1	35
計	9	9	8	11	20	22	13	21	36	10	10	9	178
5　月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6　月	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2
7　月	0	0	0	0	2	4	2	1	2	1	1	1	14
8　月	0	0	0	0	0	5	2	1	1	0	0	1	10
9　月	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	5
10　月	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	4
計	0	0	0	1	4	13	4	4	5	1	1	2	35

個体番号930

(時間)	0－2	2－4	4－6	6－8	8－10	10－12	12－14	14－16	16－18	18－20	20－22	22－24	計
1　月	0	0	0	1	1	1	1	0	2	2	0	1	9
2　月	5	7	5	9	12	9	8	10	18	6	5	8	102
3　月	1	1	1	2	7	3	3	6	15	2	3	1	45
4　月	1	0	0	2	6	6	2	9	3	4	1	2	36
計	7	8	6	14	26	19	14	25	38	14	9	12	192
5　月	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	5
6　月	1	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	4
7　月	0	0	0	1	3	0	2	0	1	0	1	0	8
8　月	3	2	2	2	6	7	6	5	9	2	5	1	50
9　月	1	0	0	0	0	3	0	0	1	0	1	0	6
10　月	0	0	0	1	3	2	2	3	2	0	0	0	13
計	6	2	2	4	14	15	10	8	14	2	7	2	86

個体番号830

(時間)	0－2	2－4	4－6	6－8	8－10	10－12	12－14	14－16	16－18	18－20	20－22	22－24	計
3　月	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2
4　月	1	0	1	0	0	0	2	2	1	0	2	0	9
計	1	0	1	0	0	1	2	3	1	0	2	0	11
5　月	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
6　月	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2
7　月	0	0	1	0	2	2	2	1	2	1	0	1	12
8　月	0	0	0	0	1	4	2	1	2	0	0	0	10
9　月	0	0	0	0	1	3	1	0	0	0	0	0	5
10　月	0	0	0	0	2	1	0	1	1	0	0	0	5
計	0	0	1	1	6	12	5	3	5	1	0	1	35

てさらに考察を進めるために，今後の追跡が急がれる．

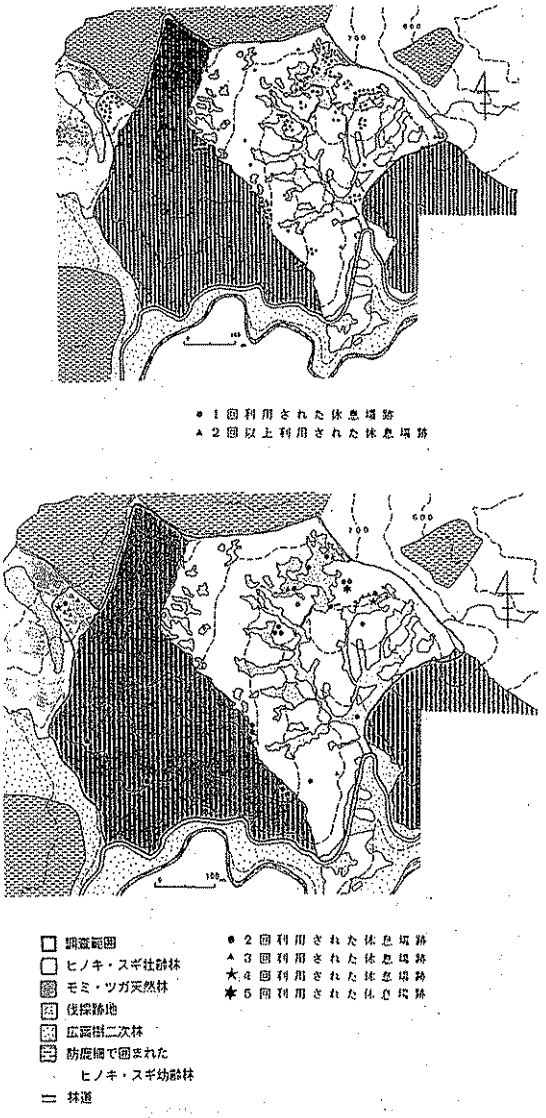


図5　休息場跡（佐藤　1988より）
Fig.5　Locations of resting sites.
(from Sato 1988)

2）日周行動

2時間おきにロケーション定位した結果（図6）にもとづき，最外郭法により，活動範囲の大きさをもとめると表4のようになる．2月，3月，4月上旬の給餌場を中心に生活していた時期の活動範囲の大きさについて，比較してみると，オスとメスの間で少し差がありそうである．この比較は標本数は少ないが以下の理由から意味のあるものと考える．

表4　日周行動範囲
Table 4　The home daily range size

ロケーションの月日	オス(930)	メス(70)	メス(830)	備　考
	ha	ha	ha	
2月16日～2月17日	2.92	0.97		
2月21日～2月22日	1.70	1.22		給餌場を中心に
2月22日～2月23日	3.16	1.34		活動したと考え
2月27日～2月28日	3.71	3.20		られる期間
3月3日～3月4日	1.56	0.70		
4月1日～4月2日	2.27			
4月27日～4月28日	－	3.48		
7月23日～7月24日	－	2.13		
8月3日～8月4日	1.40	－		
8月7日～8月8日	7.62	－		
8月14日～8月15日	1.62	－		
10月3日～10月4日	2.52	－		繁殖期

第1は，オス・メスともに給餌場を中心とした行動圏を持っていたこと，

第2は，オス・メスの行動圏がほぼ重複していたこと，

である．

このように採食場，休息場がほぼ同じ場所を利用しているという共通した生活パターンを持っていることから，その大きさの比較に意味を見いだすことができる．ここでさらに重要なことは，オス・メスとも給餌場に執着した日周行動をとっていることである．日周行動の性状，サイズなどについては，他の季節の動向とともに，今後さらに標本数をふやし，その意義を明らかにしていかねばならない．また，9月以降の繁殖シーズンになると，オスジカの日周行動がどのように変化する

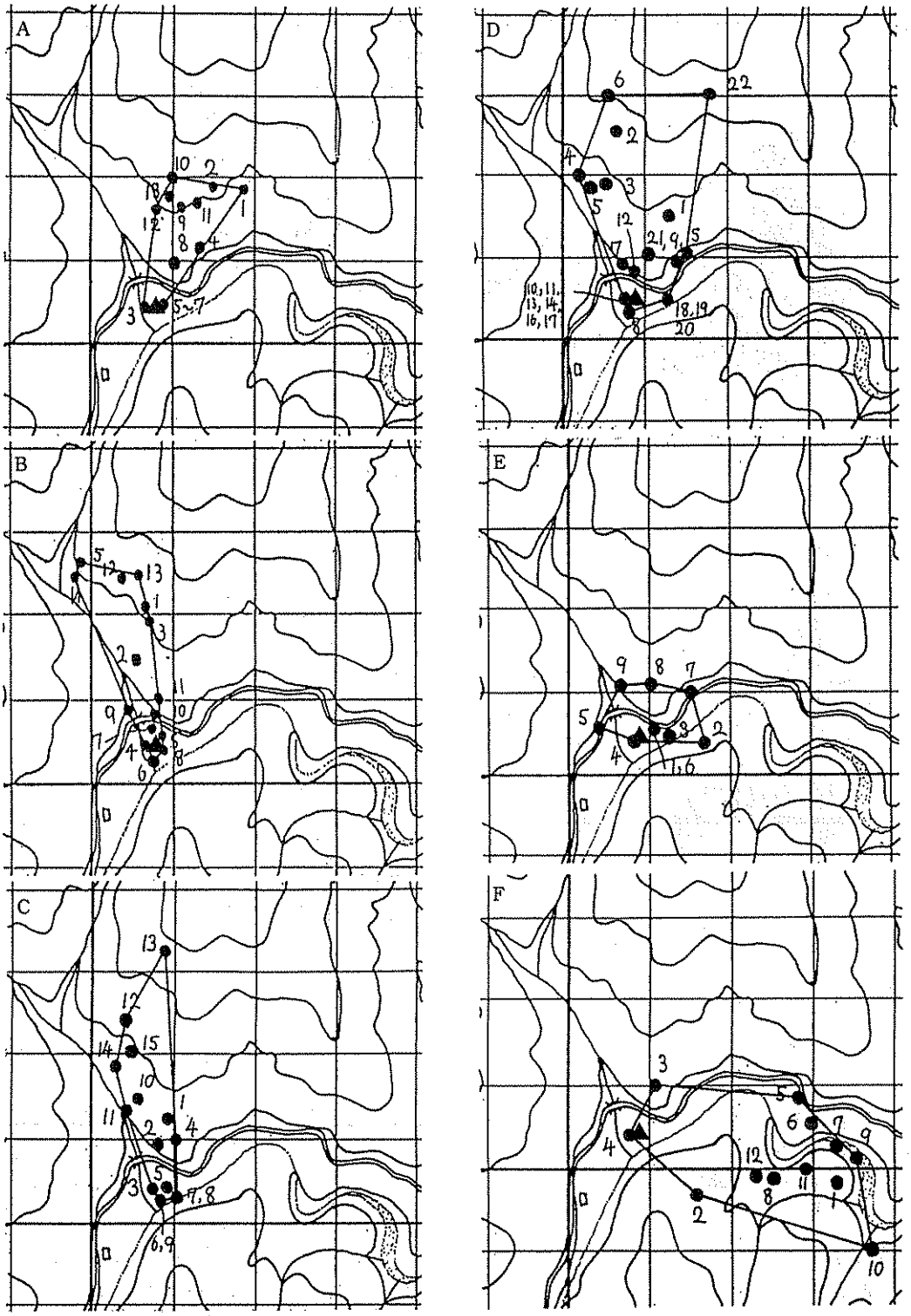


図6 A～R　日周行動

Fig. 6　Daily movement obtained from radio-telemetry data

注；図中の数字は説明の表に示したロケーション時間を示す番号。実線はロケーション地点の最外郭を結んだもの。

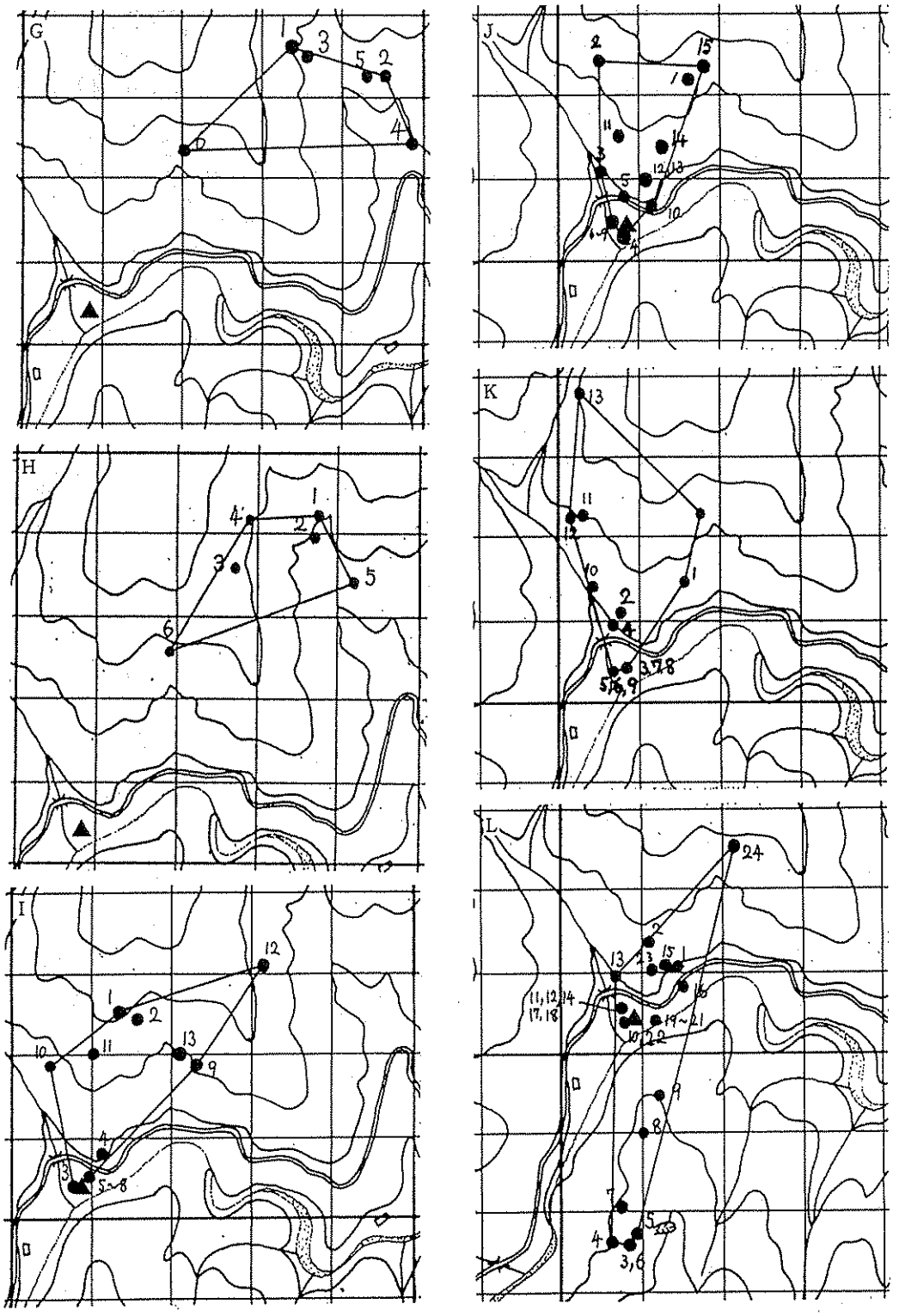


図 6の続き

Fig. 6 (continued form page 38)

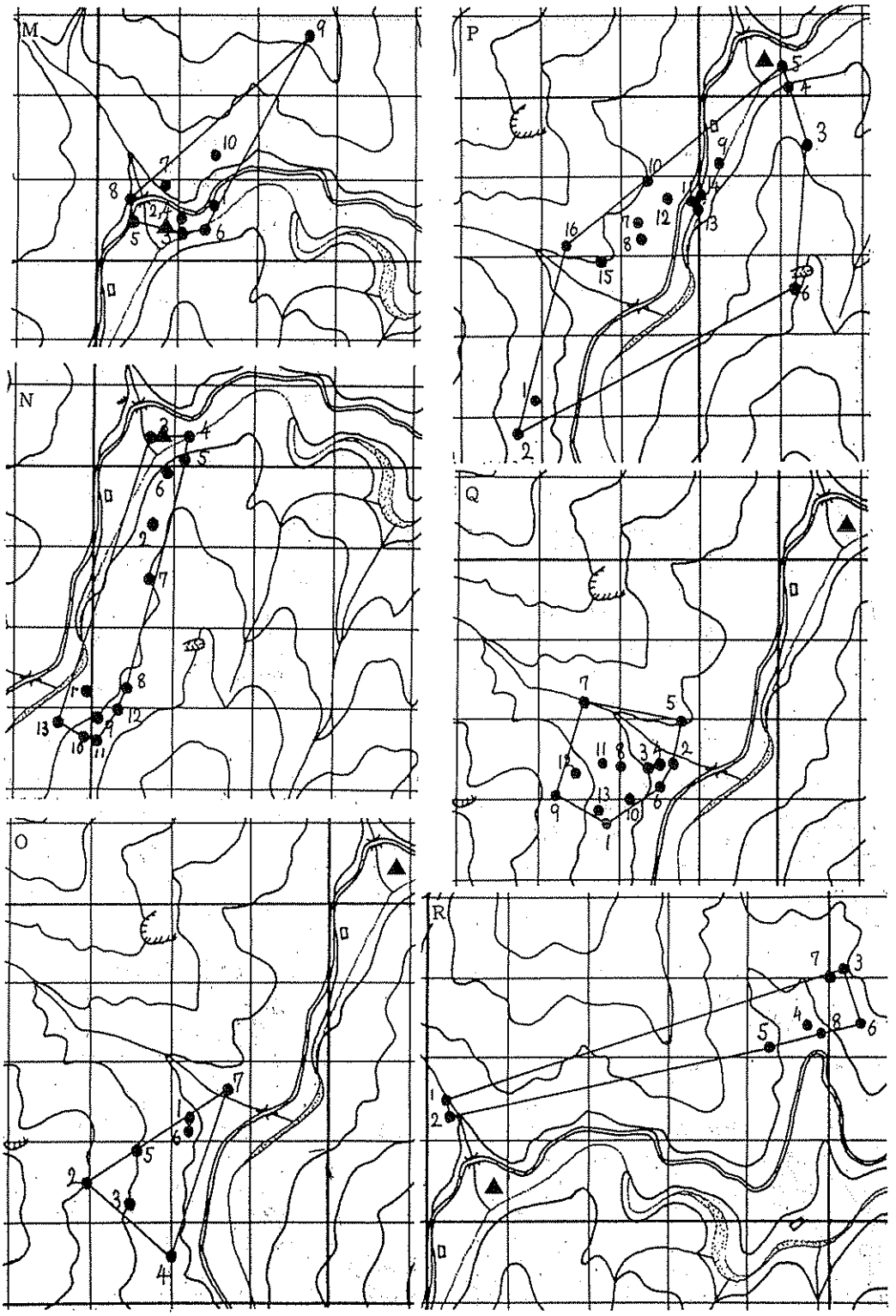


図 6の続き

Fig. 6 (continued from page 39)

図6の日周行動の説明

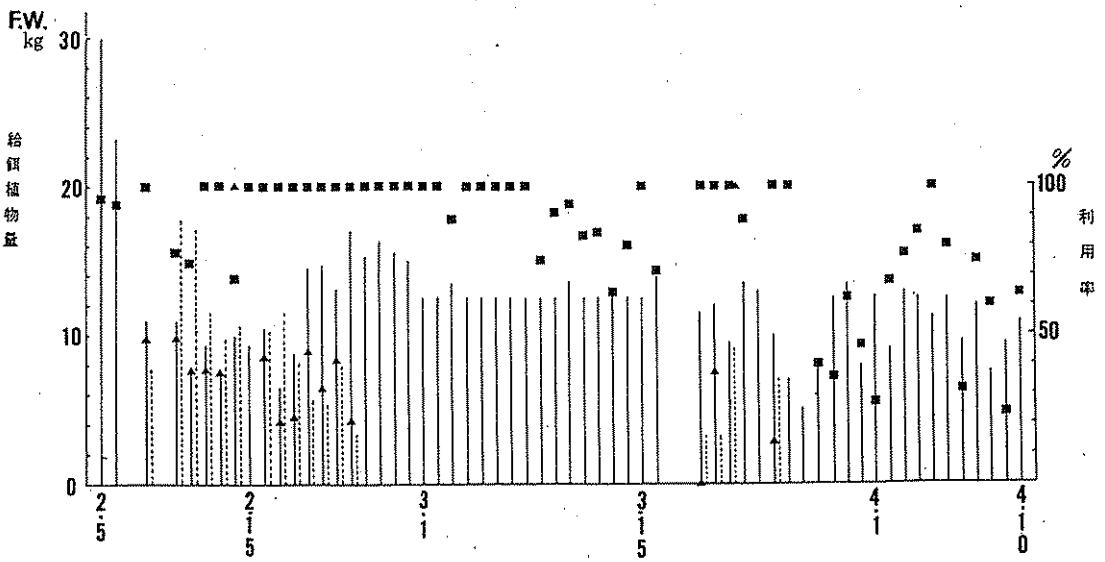
図の番号	時 日	ロケーションした時間（図中の数字と対応している） 0:00 2:00 4:00 6:00 8:00 10:00 12:00 14:00 16:00 18:00 20:00 22:00 24:00
A	070-1 2/16 2/17	8 9 10 11 12 1 13 2 3 4 5 6 7
B	070-2 2/21 2/22	8 9 10 11 12 13 14 15 1 2 3 4 5 6 7
C	070-3 2/22 2/23	9 10 11 12 13 14 1 15 2 3 4 5 6 7 8
D	070-4 2/27 2/28	15 16 17 18 19 20 1 21 2 22 3 4 5 6 78 9 10 11 12 13 14
E	070-5 3/3 3/4	4 5 6 7 8 9 1 2 3
F	070-6 4/27 4/28	3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 1 2
G	070-7 7/23 7/24	4 5 6 1 2 3
H	830-1 7/23 7/24	4 5 6 1 2 3
I	930-1 2/16 2/17	8 9 10 11 12 1 13 2 3 4 5 6 7
J	930-2 2/21 2/22	8 9 10 11 12 13 14 15 1 2 3 4 5 6 7
K	930-3 2/22 2/23	9 10 11 12 13 14 1 15 2 3 4 5 6 7 8
L	930-4 2/27 2/28	17 18 19 20 21 1 22 23 2 24 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16
M	930-5 3/3 3/4	4 5 6 7 8 9 1 2 3
N	930-6 4/1 4/2	6 7 8 9 10 11 12 13 1 2 3 4 5
O	930-7 8/3 8/4	7 1 2 3 4 5 6
P	930-8 8/7 8/8	4 5 6 7 1 8 9 2 10 11 12 13 14 3 15
Q	930-9 8/14 8/15	10 11 12 13 1 14 2 3 4 5 6 7 9
R	930-10 10/3 10/4	3 4 5 6 7 8 1 2

ものか興味深い．10月，11月の調査結果がまたれる．

3）給餌植物の利用状況について

図7は，給餌植物の利用状況を示し，また給餌場にあらわれたシカの個体数は表2（前出）に示すものである．これらのシカが給餌場に滞在した時間や利用した頭数など，不明な部分が多いため，給餌植物への依存度についての詳しい結果は，今後の調査にまたなければならないが，いくつかの大まかな傾向を今回の結果は示している．

1月～3月の厳寒期には，給餌植物への依存度が高くなること，その傾向は春の植物の開舒期に



注1　タテの実線　給餌したアオキの生重量
　　タテの破線　給餌したスズタケe.t.c.の生重量

注2　■　アオキの利用率
　　▲　スズタケe.t.c.の利用率

図7　給餌量と利用率

Fig.7　Amounts of supplementary feed and its consumption by deer

なると，植物の開舒にともない依存度が急激に低下していくことが推測される．

Ozoga & Verme (1982) は，シロオジカの長期的な研究の一環としてsupplementary Feedingをとりあげ，その効果について論究しているが，依存度について図8のような成果をおさめている．

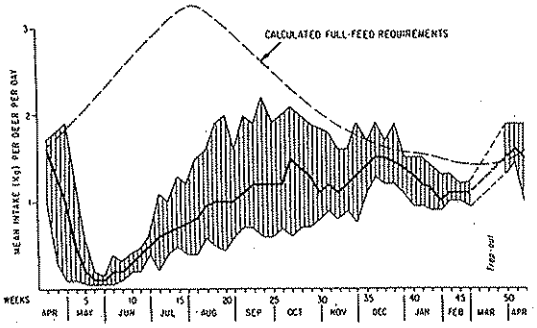


図8　シロオジカによる給餌利用の年変動パターン（Ozoga & Verme 1982より）

Fig.8　Circannua lpatterns in supplemental feed consumption by white-tailed deer

おそらく，ニホンジカについても同様の成果が期待されるものと考える．

引用文献

Clover. M. R. 1956 Single-gate deer trap. Calf. Fish and Game, 42. 199-201

古林賢恒・山崎晃司　1987　若いオスジカの行動圏，39回日林関東支論，155-156

Gilers. R. H. Jr. 1987 Wildlife Management 416PP. W. H. FREEMAN and Company.

伊藤健雄・高槻成紀　1987　五葉山地域におけるニホンジカの分布域と季節移動．山形大会紀要（自然科学），11(4):411-436

神奈川県環境部　1987　丹沢山塊におけるニホンジカ生息実態調査報告

神奈川県　1972　丹沢大山学術調査報告書

丸山直樹 1981 ニホンジカ *Cervus nippon* Temminck の季節的移動と集合様式に関する研究．東京農工大学学術報告，23:1-85

三浦慎悟　1986　ニホンジカーその生態と社会にみる多様性．動物大百科４．大型草食獣，平凡社
宮木雅美・丸山直樹・田村勝美　1978　シカ捕獲オリの製作と使用，哺乳動物学雑誌，7(4)，228-230
中野玄三　1986　日本人の動物画，古代から近代までの歩み，朝日新聞社
Ozoga, J. J. AND L. J. Verme 1982 Physical and Reproductive Characteristics of a Supplementally-fed White-Tailed Deer Herd. J. Wildl. Management, 46(2), 281-301
佐藤洋司　1988　ニホンジカ　*Crevus nippon* の生活痕跡からみた休息場．東京農工大学農学部　1988年度卒業論文

Summary

The Habitat use and their behavior under winter supplementary feeding were studied on Sika deer (*Cervus nippon*) inhabited man-made Japanese Ceder (*Cryptomeria japonica*) and Hinoki cypress (*Chamaecyparis obutusa*) forests, Fudakake, Tanzawa Mountains. Suzutake (*Sasamorpha purpurascens*), Japanese aucuba (*Aucuba japonica*), Camellia (*Cameria japonica*) and Carex sp. were fed at feeding site from 1st Dec. 1990 to 10th May 1991. We also attached radio collars with three deer, a male adult, a female adult and female sub-adult in order to investigate their home range. The time spent at feeding site were almost overlapped and their home range from January to March were located almost same area. In feeding site deer preferred Japanese aucuba in comparison with other forage plants in February and March.

社会化された自然における野生生物像づくりの研究

野生生物保全論研究会自然像部会
本谷　勲

A Study on Making a Scientific Picture of Wild-life in the Socialized Nature

Wildlife Conservation Philosophy Specialists Group
Isao MOTOTANI

現在，生物の多様性の論議が盛んだが，国際的な文書を含めてその論調は，資源論の枠を出ていない．僅かに野生生物の価値として，美的価値・倫理的価値を主張する論調があり，それはそれで尊重すべきであるが，科学としてということにはならない．

私達の研究会は，自然の社会化という必然的な方向と，その中における野生生物の存在形態を検討することを目的としているが，生物の多様性は避けて通れない課題であるとして，1年間15回にわたり，論議を重ねてきた．

一応の結論としては，多様性の内容は，種内の個体の多様性，地域個体群の多様性，亜種・変種というレベルの多様性，群集ないし生態系の多様性のすべてを含むものであることを，認めることであり，それは生物の，ないし生物界の進化の表れであることを，認めることである，ということになった．

野生生物保全論研究会は，Pro Natura Fund の研究助成を受けて，「社会化された自然における野生生物像づくりの研究」について1991年の具体的な研究課題として「生物の多様性概念の理論的な検討」を行なった．15回にわたる研究会の中で，まとめられた内容を以下に報告する．

Ⅰ．小学校生物教育の立場から（報告：黒田弘行）

いま気になっていることから話を始める．5年生で去年も今年も私の齧歯類の学習がきっかけで子供達はシマリスを飼うということになった．子供達のなりゆきとして世話の当番を決め可愛いからと夜は自宅に持ってかえる．去年も今年もその間にリスを死なせてしまっている．

この場合子供達の反応は大騒ぎでただ可哀相の一点ばりである．シマリスなどは人間に飼われたときから，死んだも同然なんだ，リスがリスらしいのは野生で生活している時だ，と言い聞かせてもリクツでは分かるらしいが，感情的には納得しないで可愛い可哀相が表にでてしまう．その辺の心理的な問題をどう考えたらいいか．生物は生物界の中で生きていることを認識させるのが教育の役目と思っているので，今日の報告に応じた．

1．生物界の多様性

生物界の多様性については，コスタリカとマサイマラの学習をしている．前者はアメリカ製のビデオを使って，後者は毎年アフリカに行っているので自作．高学年になると子供達も熱帯林に関心があるが，そのイメージは植物が鬱蒼としてしげるジャングルということで，動物などは登場しない．ところが，コスタリカのビデオは意図的に動物だけにして作られている．ビデオで最も多いのは哺乳類ではホエザル，クモザルなどのサルであり，ピューマがほんのチラッと出てくる．ついで爬虫類・両棲類が実によく出てくる．あとは鳥類と昆虫・虫類．日本の教科書では森林を教えるのに動物まで及んでいない．

子供達はアフリカのライオンがどのような生物

界にすんでいるか全くイメージを持っていない．野生生物を守れといった時に野生生物界を守れ，というところになかなか行かない日本の現状は，日本の理科教育とかかわっている，この点を指摘したい．

2．生物界と種の多様性

ライオンは猛獣で好きなときに好きな物をなんでも食べている，以上には子供達には見えていない．逆にシマウマは食われて可哀相というイメージ，これが，この子供達の母親達も全部高卒で半分近くまで大学卒だが，子供のレベルと全く同じであることもまた，教育のせいであり，日本人一般の認識もその辺にあることは問題だ．

身じかの動物ということでミミズをよくあつかうが，ミミズというと汚い，気持悪いムシというイメージしか持っていない．これは親の教えからきている．子供がミミズをもってくると「きたない」と言って叱る，それしかない．ミミズが生物界の中でどんな位置を占めて生活しているかなどには思い及ばない．糞虫の子供向けの本が図書室にあるのだが，カブトムシやクワガタの本はあっというまにボロボロになっているのに糞虫の本は何年たっても綺麗のままというのが現状で，放っておけば手に持とうとしない．糞虫が生物界でしている意義を話して種が生物界で占める位置ということをともなった教育が無いという抜け穴になっている．

3．生物界の歴史的発展

小学校では教えないから当然かもしれないが，いろいろな動物がいると言ったときに哺乳類がおり，爬虫類がいるといったとらえ方が大事なのではないか．系統的な教え方がなされないから，一般的には哺乳類は辛うじて類としてとらえられても爬虫類，両棲類となると全くといっていいほど分かっていない．

4．社会化された自然

子供達にとってはアオムシは害虫だからけしからん，モンシロチョウは可愛いからいい奴ということだ．これは大人に聞いても害虫とはイメージとしてもともと悪い奴ということで，害虫というのは人間との関係で，人間が作り出した存在だというところが抜けている．

次にこれは自分も手も足も出ないでいることなのだが，前に勤めていた学校の校歌に昔は中野は原始林だという個所があって子供達はその通り歌っているんだが，原始林とはなに？というイメージは全くなしに歌っている．そもそも原始林だったはずはないんだが，自分の住んでいる地域が歴史的にどう変わってきたかという見方は持たされていない．生物界を問題にするときに自分たちの住んでいる地域の生物界がどう変わってきたのか，人間がどう変えてきたのかを，きちんと教えるべきだと思うがその辺の教育は全く抜けてしまっている．

Ⅱ．文献にみる Bio-diversity（報告：廣井敏男）

最近は Bio-diversityばやりで例えばサミットの経済宣言に野生生物の保護が７カ所でてくる．どのような文脈においてかというと，第62項に地球温暖化，オゾン破壊，海洋問題群とともに，63，64，65，66項にも熱帯林行動計画にかかわって，67項にはコール西独首相の提案になる森林条約にかかわって，68項にはＵＮＥＰにかかわっての生物学的多様性にふれた個所がある．

1987年の国連ブルントラント委員会の報告書“Our Common Future”にも生物学的多様性を損なうことは潜在的収入の莫大な損失になるとし，生物学的多様性を地球的な財産であると述べている．

ＩＵＣＮの1988，89年の文書ではこれを資源という形でとらえており第６章に野生生物と生育地が危機的な状況にあることを指摘している．そこでは人類の文明が生物学的多様性の上に成立しているとして，経済的価値の文脈よりも広いとらえかたをしている．

なぜ多様性を維持するかについては；

1．人間社会に不可欠な生態系の機能の基礎であるとし，大気の浄化，ものの循環，病気の抑制等において個々の種が重要な役割を果たしていることを指摘し代替物を見つけることは困難であるとしている．

2．莫大な経済的な価値を持つこと．これは政治的な説得力を持つ．

3．もっとも価値のないものほどもっとも説得力を持つという倫理上の問題．すべての形の生命は尊重されるべきである．経済価値のあるものが無くなったら代わりのものをという発想は破壊の正当化である．

また，WWF－Jと日本自然保護協会は日本の植物についてのRed Data Book を作成したが，なぜ野生植物を保護するかについて，5項目の理由を掲げている．

(1) 遺伝的多様性の保護

(2) 生態学的多様性の保護

地域の環境の独自性，歴史性を尊重しなければならない．多様性が低下すると地域の自然は不安定となり，保護に多大の努力を要する．

(3) 教育・研究の素材

(4) 文化財としての価値

ある地域のフロラは歴史的独自性を持つ文化財であり，地域の文化があってはじめて日本の文化があり得る．

(5) 自然に対する人間の倫理の問題

演者も地域の重要性を重視するもので，地域と切り離された形の種の保護，例えば熱帯林から種子を蒐集して低温で保存しておくという発想には賛成できない．演者はかつて東京の板橋区四葉町にあるタマノカンアオイを調査したことがある．タマノカンアオイは狭山丘陵の南と多摩丘陵にだけ分布する植物でそれが隔離された場所の四葉町の丘にあるというのはそこにあることそのものがたいへん大事と考える．地域固有性として，地域の公共財ととらえるべきであろう．

ソビエトの進化生物学者のザバッキーは「種の生物学」という本のなかで，種の保護の重要さを強調しているが，彼は種の一般性を次のように述べている．

① 数量，多くの個体をもつ

② 体制の型すなわち同質の遺伝的な基礎をもつ

③ 再生産

④ 不連続性，他のものと区別される

⑤ 生態的決定性すなわち特定の生活様式をもつ

⑥ 地理的決定性，すなわち分布範囲をもつ

⑦ 形態の多様性をもつ，種内の分化は種の内部的な構造である

⑧ 歴史性，進化の所産

⑨ 普遍性．ある種としてidentifyされるのは変らない形質があるから

⑩ 統一性．種は内的関連によって統一された種族的統一性をもつ

さて，種の保存とは特定の個体の保全ないし，特定の地域の保全でたりることはない．NATOというのは軍事的な問題だけではなく文化的な事もやっているがConservation of endangered species に関して植物園の役割を述べ，そこでの繁殖を期待している，これには賛成だが，これはあくまで緊急避難的なものと言うべきだろう．

Ⅲ．Bio-diversity論(1)（報告：小原秀雄）

野生の保護，自然の保護に対して社会的ニーズに2種類のものがあることに注意を促したい．すなわち，

1．市民というか庶民というか民衆（people）の要求

業を営む者でない人間，生活者としての

2．企業，業を営む者の要求

この2つを含む社会的ニーズを整理してみると，いろいろな内容に対してかなりはっきりした見解を出す必要を感ずる．研究者・学者として答えなければならない場合がある．地域の民衆の要請の研究も業を営む側からの委嘱の研究も，社会的なニーズで研究していることには変わりないが，その内容について今後論議を呼ぶことになるだろう．

今日は，Bio-diversityを論ずるが，Bio-diversity という言葉とBiological diversityという言葉と2つあってニュアンスが違うように思う．

Biological diversity，すなわち生物学的多様性といった場合，生物学というのは生物に対して現在の人間が認識したことを体系化したという，現在の認識に規定されているものが生物学だということがあり，人間が受け止めた多様性と自然が持っている汲みつくせない多様性との間に常に一致しないところがある．

それからバイオといった時に，今流行の遺伝子レベルのこととかバイオテクノロジーのバイオとバイオといった場合の性格にやや似たところがあるのではないか．その点ではソシオバイオロジーという流行の流れと，もしかしたら関係があるのかなと思っている．しかし，ＩＵＣＮではBio-diversity の方を使っているので，Biologicalだとある種の限定があると考えているのではないかと推察している．今後吟味すべきことだろう．したがって訳は生命の多様性，生物の多様性，生物的多様性，生物学的多様性というふうに４つがあるが，この４つをどう使うかが問題だ．生命の多様性といった方が語感，言葉の感じとしてはアトラクティブなところがあるわけで，私としてどの訳語を使うかは決めがたいところがある．

さて，前のお二人，黒田氏の「生物界の多様性」と「種の多様性」，廣井氏の「種の内部の多様性」に賛成である．種というのは内部に多様性を含む存在である，種の内部の多様性は生物のなかでは哺乳類に到るまで現象的には発展してきていることがはっきり分かる．そうするとそういうものを保全するとなると，生命の倫理とか黒田さんが問題提起してくれたように個々の個体の動物可愛いとか可哀相とかいう情緒的なところともつながりを持つ内容になる．その辺が民衆の側に生物の多様性が必要だという時につながりを持てるんじゃないか．私は自分ではかなり論理的に物事を考えるようにしようとしているのだが，しかし，ラジオやテレビでは愛好家といわれる人たちと番組に出ることがある．この前ネコのテレビに出たが，いまネコの愛好家は日本に 300万とも 400万ともいわれるが，その中で早坂尭さんのように日比谷公園などのノラネコにすごい関心を持っていて可哀相だと．ノラネコが住めるような都会にもっていけ，そうでなければ都会とは言えない，というような主張をなさる．私はそれを否定するつもりはないが，同時にデズモンド・モリスの英国のネコ映画を観ると，そこでは世界のネコ科のそれぞれの種が如何にひどい状況にあるかをちゃんと入れている．ネコの愛好家では野生のネコ科の種にまで思いが行かないことを痛感する．

可哀相では種にまで思いが届かない一面があると同時に，野生の保護の運動には人間の怒り，愛着，気持ちの動きを運動面に持ちこまない限りはモチベーションをかき立てることが出来ない，という一面があると思う．それは認識の多様性と関連するだろう．認識の多様性は一方ではどのようにして生まれてくるかという問題があるが，何故こういう話をするかというと廣井氏が紹介してくれたＩＵＣＮのWild Resouceの考えのpolicyの中に Bio-diversityという考え方があると思われるが，最後のところに生命倫理という言い方をしているところの部分がある．この部分に前から私はこだわっていて，人間の認識・意識の形成に外界が反映しているとすれば，そこには我々の定式化された多様性とは別の自然の変化というものがあり，それを現象させている最大の要因として野生生物の多様性というものがあって，その場合には明らかに個体の行動の変化から，個体の形態の変化から，いろいろな意味でのありとあらゆる変化，多様性というものをその中に認めていかなければならない．そうすると生物というものを全体，地球上の生物界全体からミクロな生物と物質との境にあるような分子生物学的なあるいは遺伝子的なレベルでの問題のところまで全部含めた生物的現象の全生物全体の存在形態の多様性というものを我々は Bio-diversityとして考えていかなければいけないんじゃないか．その辺をきちんと理論化する必要があって，そのdiversity を何故保全する必要があるのかと言えばさっきの生命の倫理みたいなものと人間の認識との間に一つやっぱり関連があって，人間の認識の多様性ないし人間の意識の多様性を保全する保証をするためには物質的

根拠として我々は持ち続けなければならない．というものをされていなくてはならない．

野生を何故保全するのかは倫理から由来するが，それは人間の意識の多様性の保証に求められよう．また，風土を形成する地域の特性，地域の人間の特性の多様性にも求められよう．

日本人は貧困な価値意識しか持ち合わせていないが，野生生物の価値とは何なのかをめぐって，MV研究会の半谷高久氏は社会化された生物界のもうひとつの極として野生生物界の保全の重要性を指摘している．演者の言いかたをすれば，人間の出現によって生物的な自然の再編成が行なわれ，その最も進んだ状況における人間そのものの系として都市があるが，その対極としての野生生物界の重要性を考えるのである．密猟とか保全の失敗とかは人間存在の基本的なものが犯されると考えられる．

如何にして人間（ヒト）が作り出していく自然と，もとからの自然を合法則的に統一するか，ナチュラルな自然の社会化とは何か？は風土保全への理論的な根拠となるだろう．

ひとつひとつ法則性を持った多様とそうでない雑多との理論的な区別が問われる．イヌの品種は公認で 350，一説には 800品種と言われる．他方イヌ科は38種，亜種を入れても 100種以下である．人間が作りだした自然ともとからの自然のひとつの事例である．

Ⅳ．Bio-diversity論(2)（報告：小原秀雄）

BIODIVERSITYの邦訳・概念をめぐる論議

＊BIOLOGICAL DIVERSITY

→「生物学的多様性」と訳されるのが一般的．これは論理・認識の多様性を意味することになる．

＊「種の多様性」

→BIODIVERSITYに含まれる“多様性”の範囲が狭められる．

「種」とは，分類学上の単位であるから，「種の数」＝「種の多様性」といった認識を招く．

＊「生物的自然の多様性」

→哲学的印象を与え，一般の人々には受入れにくい．

「BIODIVERSITY」とは，

「現在まで進化してきた地球上の生物的自然を“現在”という時点で区切った時にみられる多様性，及びその発展的な系図」

である．

個体変異や地域的な生物群集の変異，行動の変異など全てを含めて“生物界”“バイオーム”等と称されるもの－いわば，いくつかの種が集まった結果として形成された“生物群集”－そのものが，地域的，或いは地球規模的な多様性を含んでいる．「BIODIVERSITY」を「種の多様性」とした場合，以上のようなマクロ的「多様性」の認識が欠落することになる．

「BIODIVERSITY」という概念の理解を広く求める過程で，できるだけ誤った認識を排除しようと努める時，「BIODIVERSITY」の邦訳として「生物の多様性」を用いるのが最も適当ではないか．

何故，BIODIVERSITYが重要なのか

－BIODIVERSITYは自然保護の“具体化”である－

“自然保護”とは，即ち“自然生態系の保護”を意味するという共通の認識があるとはいっても，具体的にどの程度までこれを保護し，また利用してゆけるのかといった問題はしばしば触れられるところとなっている．

こうした問いへの対応として，「生物の多様性（BIODIVERSITY）を保持できる範囲内（で利用しうる）」といった制約を設定すれば，例えば，地域によっては，人為の介入を許すことなくそのままの状態で残しておく必要性を主張することが可能となる。

一方，このような制約が無い場合には，“保護”の対象は，例えば「種の保存」といったことにもなり兼ねず，そうなると，実際には，その地域全体の生態系が破壊されていながらも，ある小さな区域においてのみ，特定の種だけは残され

ているといった状況が起こってくる．このような，現在の動物園にみられるような“ZOO STOCK計画”のみで十分であるかのような印象を与えるものは避けるべきである．

－BIODIVERSITYは“SUSTAINABLE DEVELOPMENT”の対概念をなす－

SDとは，「自然をそのままの状態に残しつつ，その余剰分を人間が利用する」というものである．即ち，自然を「元金」とし，元金を減らすことなく，その利子のみを恒常的に利用しうることをいう．

地球上におけるこの「元金」の保存を具体化する時，「生物の多様性」を残すことが対概念として登場する．

－BIODIVERSITYは多数の地域個体群保護の重要性を示す科学的根拠－

地域個体群の保護を行う場合，ある一地域に集中的保護区を設定すればよいというわけではなく，“いくつかの（複数の）地方の地域個体群が生存し，しかも，それらの個体群が遺伝子を交換できるシステムを保証する”という条件が満たされなければならない．というのも「BIODIVERSITY」には，「個体変異」や「地域変異」といった進化のプロセスも含まれるのであり，その意味で，「生物的自然は DIVERSITYが保証されない限り，保護されたことにはならない」からである．

例えば，大型哺乳類で，ゾウのように数年に一度，しかも１頭しか出産しないような種の場合，１頭の個体を殺すことは，その種内の多様性の一部・個体変異を欠落させることを意味する．これについては，先日の ISN総会でも，BIODIVERSITYに関する討議の中で，個体変異や生活型・行動型自体の変異などもBIODIVERSITYの中に含まれるべきであることが指摘されていた．

以上を踏まえると，安易な間引きや捕獲はやはり認め難いものであり，野生生物の一部を利用するにしても，人間の介入しない地域を常に設けておく必要があるのである．BIODIVERSITYはこのような主張の科学的根拠を与えるものである．

－種の数は未知である－

現在，記載されている種数はほぼ 150万種から175万種といわれている．しかし，この種数は，区分の取り方によって大きく異なるのであり，かつ，これらの数字が実際の自然界にある種数を正確にとらえているわけではない．地域的変異も含めれば，未記載の種数は，3,000万種～ 5,000万種にも上るともいわれている．

文化・文明論からみたBIODIVERSITY

地形なども含め，地域の生物的自然や自然生態系全体の多様性は地域毎に各々特徴をもっている．これら独特の景観の上に地域の風土が形成されていくことを文化のパターンとして考えるとするなら，その基盤としての地域的多様性を失った場合，地域文化は存在しえない．

また，人間の認識（感性）というものが，その地域の景観によって培われる部分もあるとするなら，ものの考え方を一様化しないためにも地域的自然の多様性を残しておく必要がある．

人間が手をつけない多様さを保全していくということは，即ち，動植物の進化の DIVERSITYを保全することであり，そのためには，人間によるその進化の過程の保証が必要となる．このことは，とりもなおさず人間自身にとって，個性や地域性を生かしていける文化を形成するための自然的基盤が残されることを意味する．また，人間の利益を目的として他の生物を利用するという立場においても，生物の多様性が非常に大事だといえる．

こうした文化・文明論に照らしてみてもBIO DIVERSITY には価値がある．更に，本来，自然とは DIVERSITY をつくり出しながら進化していくものであって，人間の介入によって，自然な進化を変えていくことは倫理的な問題を含んでいる．

★　★　★　★

「BIODIVERSITY」をどう保護するか

CORE AREA の設定

－生物の多様性を保証し，しかも，自然史(NATURAL HISTORY）としての変化していく過程をも含め，一つの系が各々の地域の中にきちんと残されるということを保証したコアエリアをつくる必要があ

る．また，その周辺の部分については利用することも可能であり，それらの広さはその地域の特徴に応じてその地域の自然が進化の道筋をきちんと歩むことができる範囲として保証していくことが必要である．

現在の段階では「MAB(Man and Biosphere)」が最も主張しやすいモデルではないかと考えられる．いま，自然史的変化を保証するモデルをMAB モデルとして考える時，それでは何が強調されなければならないかというと，自然のバランス，生態系のバランスが安定した系としてそのまま残されるということである．そのためには，管理・コントロールすることが必要なのではないかという主張が最近よくみられる．これに対しては，自然の変化がその中に含まれていなければならないという議論が行われるべきであるが，具体的にその自然の変化を我々がどの程度まで認識しているかといった難しい問題も依然残されている．

日本では，'70年代より屋久島，大台が原，白山，志賀高原の4カ所が「生物圏保存地域」として指定されている．こうした地域の保護を目的とした国内法は制定されておらず，それまでの国立公園法によって管理されている．この中で，白山国立公園は，総面積 540km²の日本最大のMAB 保護区であり，その殆どが国有林で占められている．また，特別保護地域も広く指定されているので，クマ，イヌワシ等を頂点とする豊かな自然生態系が残されている．一方，それ以外の MAB地域はかなり狭く，COREが島のような構造をとり，その周囲は人工林が占めている．

このようなCOREの分断化が現在の大きな問題で，例えば，小さいCOREが隣接している場合には，それらをリンクして遺伝的交流を含めたDIVERSITYの維持をはかることが求められている．

－地域によっては，COREがIsland Ecosystemに類似した形で設定されている．

Island Ecosystemでは，大型の哺乳類などが他の地域に比べて小型化するといった特徴をもつ．

→人為的変異の危険性

－CORE設定の条件は，自然の論理から導くべきであって，行政の都合であってはならない．

－ドーナツ型の MABモデルは欧米の平原等における大陸型モデルとして有効なもので，アジアではその地理的環境に適した独自の保全形態を求め，欧米型モデルの安易な適用は避けるべき．→「水系単位」の利用など．

－人間のテリトリー度の高い地域では，BIODIVERSITYを高くするよう努め，また，テリトリー度の低い地域では，それ以上のテリトリー拡大を抑制するといったことを法的措置によって求められないか．

－テリトリー拡大制限を行う場合，南北間の認識の相違を慎重に取り扱う必要がある．

－都市の中に緑地帯を設け，人間のテリトリー内へ動物を誘導するといった発想もある．

Summary

The significance of biodiversity is apt to be discussed from the view point of resources, such as gene resource. We are studying the ecology of wildlife under a socialized understanding of nature. We consider that the existence of wildlife will have much more important significance for future human generations, beyond resources.

Unfortunately we, human kind, do not realize the whole value of wildlife as well as nature.

In this study we have tried to expand the idea of biodiversity, from an educational level to a philosophical one.

Key words : Biodiversity, Biological diversity, Species, Ecosystem, Biotic-community

屋久島での野生生物管理（とくにヤクザル）のための基礎的調査・研究

屋久島研究グループ
東　滋*

Studies on Conservation Ecology in Yakushima, with a Focus The Yakushima Macaque Problem

Yakushima Research Group
Shigeru AZUMA*

屋久島の標高 1,000m以上の高所に生息するヤクザル（ヤクシマザル）の個体群（部分個体群）の維持機構を明らかにするために，荒川と鯛ノ川の上流域で群れの分布と個体数についての調査をおこなった．9平方キロメートルの地に4群の存在が確認された．うち2群の群れサイズは，20－，9＋αであった．

屋久島の森林で，1963～1980年の間に大規模な伐採がおこなわれ，人工造林化がはかられたが，実際の成林歩合は良くない．跡地のかなりの部分は，スギの混じった二次林として回復しつつある．

サルに対する環境収容力の今後の推移を予測するために，①<サルにとっての現存植生図>の作成，②二次林の植生調査，③二次林の果実生産量測定の作業を進めている．

ヤクザル（ヤクシマザル）は，現状のままの駆除が続けば，あと数年で絶滅レベルにまで生息数がおちこむ，と憂慮されている．農業被害の発生原因として，かつてはヤクザルの密度が高かった前岳の照葉樹林帯の伐採により，環境の質が低下したことが想定されているが，環境収容力の測定はまだなされていない．

駆除にたよる猿害対策では，被害が軽減をみせないこともあって，非破壊的防除法に漸次切替えてゆこうとする機運もある．しかし，ヤクザルへの捕獲圧がこれと連動して漸減するとしても，なお危機を回避するに十分がどうかは疑問がある．

現状把握と将来予測のための科学的データが整えられるべきである．まだその歩みは遅々としている．

1990年から91年にわたって，次の2つのテーマについて調査をおこなった．①上部地域の個体群の維持機構，②2次林の果実生産量／環境収容力の測定．

申請テーマはこの2つを含んでいたが，採択されたのは①であった．しかし，とりかかってみると，テレメータの装着がうまくゆかず，そのため期待された進展がはかりがたいので，②のテーマに切りかえた．

それぞれについて，調査の結果を報告する．

① 個体群の維持機構

とくに重要なのは1,000－1,200m以上の上部域に生息する群れの生態と個体群の維持機構である．この地域の群れの大きさがおしなべて10頭そこそ

*京都大学霊長類研究所
Primate Research Institute, Kyoto University.

こであることは，実現増加率 r_p が≦0であり，下部からの分裂群が供給されて維持されている可能性を指示している．これが事実であれば，ヤクザルの viable populationを確保するうえで，今まだいるから大丈夫という考えには落とし穴があることになる．

調査の困難さを克服するためにテレメーターを用い，サンプル・サイズを確保するために数個以上の群れを対象として集中的な生態調査を行うこと，比較のために，下部域の群れ，とくに被害をおこしている群れの遊動と行動域の構造，個体群のパラメーターをも調べることを計画した．1年間の調査では，個体群のパラメーターの推定までは無理であろうが，小さな群れが一時的な分群によるものでないことを確かめることまでは行けるだろうと考えた．

奥岳の上部域の群れの分布調査

調査域として，荒川上流と鯛ノ川上流域をえらび，群れの分布と個体数を調べた．調査期間は次のとおりである．

1990.7.24-31，1991.4.25-30

1991.8.12-15，1991.9.20-23

荒川林道および同60支線，淀川小屋，花ノ江河，石塚小屋に囲まれる約9㎢の地域に，T1，T2 K，Y，Iの5群の存在が推定されたが，このうち淀川小屋の近くに現れるY群と，石塚小屋付近でよくみられるI群とは同じ群れである可能性がある．現状では確認されたのは4群としておきたい．群れサイズは，Kが約20，T1が9＋αで，その他の群れも10数頭と考えられた（図1）．

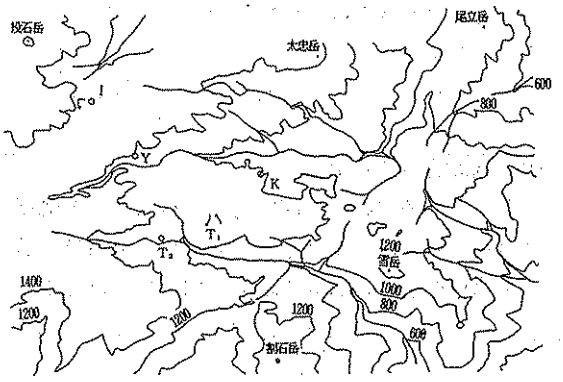


図1　荒川～鯛之川上流域のヤクザルの群れの分布

調査域の標高は，1,200mから1,600mにわたるが，過去に上部域で得られたデータと同様，低い密度，小さい群れサイズを示している（瀬切上流（好広1984：増井1986），花山（東ほか1984））．

捕獲とテレメータ装着

上部域については，1991年1月に行う予定だったが果たせなかった．1991年4月と8月には接近のチャンスがなく，テレメ装着はうまく行かなかった．

下部域の野荒しをしている群れについては，1990年11月下旬から12月上旬に，オリ（捕獲器）で捕獲される有害鳥獣駆除個体に装着する手はずであったが，地元との連絡が不首尾で失敗した．

②　二次林の果実生産量／環境収容力の調査

伐採再生林，粗悪人工林（スギが点在する広葉樹林）などの二次林が，前岳部分の大きな面積を占める．下部暖温帯でのヤクザルの食性のデータや猿害の年変動の観察から，猿害発生の引金をひくのは，広葉樹の林令低下にともなう果実生産量の減少であると予測されている．

環境収容力の測定（予備調査）

テレメータ装着を前提にした計画がうまく行かない見通しがでてきた4月以降，計画を切り変えて，原申請にあって，実行申請で落としたこの項目についての予備的調査をおこない資料入手を図った．

屋久島全島の《サルにとっての現存植生図》の作成のために，国有林および民有林の事業図，森林調査簿のコピーの請求をおこない，それが不可能な部分については閲覧許可をえて筆写を進めほぼ完了した（91年8－9月，12月）．また1990年度撮影の航空写真を入手して現在解析を行っている．

1990年8月と9月に二次林の生物生産量の調査プロットを2プロット設定した.

屋久島では，たいへん大きな面積の森林の人為的改変がおこなわれた．そのため一時的に，サルにとって住みにくい林地が増えて収容力は大きく低下したと考えられる．しかし，伐採地の中でうっぺいした人工林になった部分は，せいぜい大きく見積ってもその1／3程度である．針葉樹人工林として成功したところ以外は，二次遷移が進めば，サルにとって利用できない環境ではなくなる．

屋久島の若い造林地は更新の状況から大別して，大面積施業地と1973年以降の小面積皆伐地にわかれる．

前者のうち人工造林地は，1）スギ／ヒノキ／クロマツの人工林（スギ等の被度＞75%），2）スギ／ヒノキ／クロマツと広葉樹との混交林（同75～25%），3）広葉樹二次林（同＜25%）の3つのタイプに区分できる．

3）は，3－1）萌芽更新による再生林，3－2）そうでないものに大別できそうである．なおこのような違いが生じる原因には，おそらく伐採前の林分の樹種構成と林令，伐採にさいしての作業の様態や地形条件などが関与しているであろう．

作業の手続きは検討の結果，およそ次のようなものを考えている．

屋久島の環境収容力の調査（試案）

《植生調査》

1．宮脇他（日本植生誌　屋久島（1979））のAufnahme（現地調査は1977・1978年）の位置をたしかめ，そのうち伐採跡地や代償植生域については13－14年たった現在の状況を調査する．

《植生図》

2．宮脇ら（1979）は，人工造林地の若令部分を，あえてスギ／ヒノキ／マツなどの造林地とはせず，自然二次植生の遷移のステージとして捉えている．現存植生図に現れる造林地はおそらく，うっぺいした林分に限られている．

国有林の事業図および森林調査簿で人工林とされているものについて，1990年撮影の航空写真から，個々の造林地のなかを，成林歩合を参照しつつ，宮脇らと同じ方針で区分する．

3．宮脇ら（1979）の植生図で凡例24，25，（26 ｱﾏｸｻｷﾞ ），28を伐採後の／主林木の年齢によって細分する．〔一部は造林地に移行〕区分の時間巾（10年，15年，20年）のどれを採用するかについては検討中である．

＊大面積皆伐の開始　昭和38年＝1963－1991＝38年前．

＊＊立地のちがいによる遷移の進行速度のちがい．

4．その後出現した伐採地や崩壊地などを追加する（植生調査）．

《果実生産量》

5．主要（採食）樹種の年齢と果実生産量との関係．

既存データの測定データがある樹種では，それを使う．結実量の目視カウント，リタートラップによる落下量からの推定．

《Rating》

6．サルが利用する季節のかたよりをどう組み込むか．

7．林分面積あたりの成立本数と年齢（サイズ）の分布．

8．5，6，7から，植生タイプ別の環境価の評価．

9．サルの分布密度とのつき合せ．

環境価～現存密度および飽和密度との関係．

《環境収容力の計算》

10．高度帯別，流域別の植生タイプ毎の占有面積を算出する．

年次tは現在～10，20年後とする．

収容力はΣ（単位地域あたりの飽和密度）〔地域全体にわたっての和〕で与えられる．

目標とすることは，

① 現状および20年後に予想される遷移の状況のもとでサルに対する収容力がどうなるかを計数的に予測する．

② 過去の時点での収容力がどれほど低下した

かを推定する.

である.

植生調査

サルにとっての環境収容力を支配する重要な要素は森林の果実生産量であると考えられる. 二次遷移の進行にともなって, 果実の生産量がどう変わるかを調べるために植生調査を進めている.

これまでに23プロットを調べ, 出現個体の樹種・胸高直径（ＤＢＨ）・樹冠径（ＫＢ）・生枝下高（ＨＢ）・生枝下径（ＤＢ）を記録した.

プロット面積はさまざまで, ５×５ｍから20×20ｍにわたる. 二次林分は, 小面積のモザイク状をなして分布しているので, プロットの大きさはどうしても小さくなってしまう. そのうえこれまでの調査林分は尾根, 谷沿い, 道路脇のプロットが多い.

不成績造林地や造林放棄地などの調査区は今後の作業に残される.

果実生産量の測定

林内に設置したリタートラップに落ちこむ果実量の計測によって, 果実生産量の測定をおこなう. このために夏〜秋に, ２つの調査区Ⅰ（20×20m）・Ⅱ（20×20m）を設けた（図２）.

リタートラップを10ケずつ置き, 毎月１回の回収, 分別, 計測をおこなう予定である.

ただし, この方法ではサル, 鳥類による樹上での採食が占める部分はもれおちる. これに対応するため, 枝をマークして結実量, 結実状態の目視カウントをおこなうことを考えている.

参考

屋久島では, 1968年頃から, 粟生・麦生などで, サルによる農業被害がはじまった. 当初は, 山間に拓かれた果実園での被害であったが, 次第に被害地は下方へ拡がった, 被害作目もイネ・エンドウ・サツマイモ・デントコーンなどにもおよぶようになった.

このような被害形態の変化は, 同時に進行した

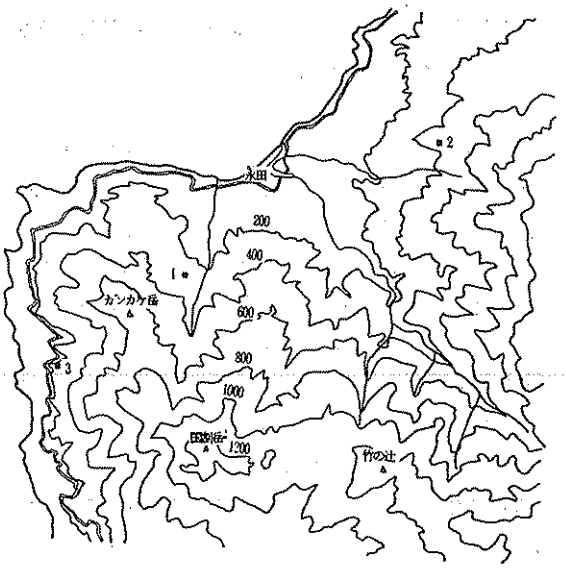


図２　果実生産量の調査プロットの位置
1.2.：二次林の調査プロット（今回設定）
3.：成熟した二次林の調査プロット
（野間による）

被害対策としての有害駆除と無関係ではない. 一方で, 年間たいへん大量の捕獲がおこなわれているにもかかわらず被害は終息しない.

被害対策を根本的に考え直す必要があるということは, 被害者にも, 行政担当者にも理解されはじめるようになった.

被害発生の背景には, 昭和38年（1963）以降に大規模かつ急速にすすめられた山地での大面積皆伐があることは, すでに指摘されている.

屋久島暖温帯林での森林開発は, 約15年間に主たる伐採対象であった前岳部分の第３種林地と第２種林地の一部をほとんど切りつくし, この部分での伐出作業をになってきた屋久島森林開発ＫＫ.は, その役割を失い, 1985年には解散する. 屋久島での森林の大規模な改変は, いちおう終息をつげた.

ヤクザルによる被害問題はこの大規模な森林開発の残したアフター・イフェクトのひとつと考えられる. 今後の推移を予測することは, 被害対策, 保護管理の方策の決定－選択のうえでも, 重要だと思われる.

Summary

An ecological survey was carried out on the population maintenance mechanism of the Yaku Japanese monkey *(Macaca fuscata yakui)* troops in the high altitude region of Yakushima Is., Kagoshima pref.. Four troops were found in an area of 9 km² and the size of two of the troops (20-, and 9+α) was identified. Further progress awaits the installation of radio-collars. In order to assess the present and future change in the carrying capacity of the island vegetation for the monkeys, (1) a standing vegetation map, (2) a vegetation survey, especially of the secondary forest (23 stands), and (3) measurement of the fruit production of the secondary forest is being carried out.

Key words : Population maintenance mechanism, high altitude population, carrying capacity, fruit production, Yakushima macaque

玉原高原「自然観察ガイドマップ」の発行

利根沼田自然を愛する会
小林　敏夫

Publication of a "Guide Map for Nature Observation in Tanbara Heights"

"Tone・Numata Shizen wo Aisuru Kai"
Toshio KOBAYASHI

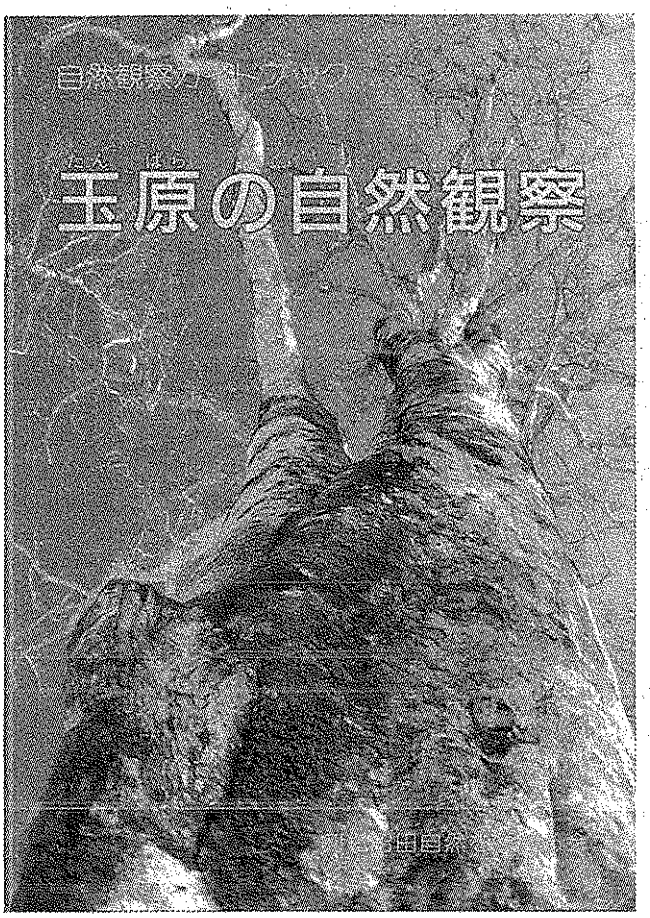
小湿原や美しい日本海側ブナ林を有する玉原は，群馬県沼田市北部に位置する．ダム建設後，近年のリゾート開発にともない，その玉原を訪れる人々の数は急増した．それによる環境劣化も徐々に進行している．それを防ぐ意味からも，啓蒙用の適切な自然観察ガイド資料が急ぎ必要となってきた．そこで当会ではP．N．ファンドの助成を受け，以前発行したガイドマップを改良し，新しいガイドブックの発行を行った．

編集委員会は毎週一回（火曜日）午後7時から開かれた．編集会議で原稿作りを進めながら，月に二回ほど現地調査・写真撮影も行われた．1991年7月末に原稿完成発注，その後三回の校正を経て，10月18日に完成した次第である．今回発行されたガイドブックは，今後の自然観察会や林間学校などの催しの中でテキストとして使われる．また，玉原環境センターを訪れる多くの人々に対しても，展示物の紹介と共に積極的に活用を図ってゆく予定である．

Summary

Tanbara, located in the northern part of Numata, has a marsh and beautiful beech trees of the same type as those growing on the Japan Sea side. In Tanbara, sightseers have been rapidly increasing because of the resort development since the Tanbara Dam was built. As a result of the development, the environment around Tanbara is being damaged. In order to protect Tanbara from further damage, we need an appropriate guidebook for sightseers to help them understand how to take care of the area. As we've received a subsidy from the P.N. Fund, we have published a new and improved guidebook.

We have had 2 hour staff meetings once a week on Tuesday at 7:00 p.m. since last autumn. We made spot inspections and took photographs twice a month. while we were making manuscripts. We sent our manuscripts to the printer at the end of July 1991, and finished it on October 1, after having three proofreadings. The guidebook will be used as a text for nature observation parties and school camps. We are going to make good use of it for the people who visit "the Tanbara Environment Center", introducing it in the same way as our other exhibits.



作成されたガイドブック

大雪山国立公園の自然環境の保全と管理に関する基礎的研究

大雪山プロジェクト
小野　有五[1]・浅川昭一郎[2]・小林昭裕[3]・加藤峰夫[4]・依田明実[5]
愛甲哲也[6]・坂本純科[7]・榊山祥子[8]・武田　泉[6]・後藤忠志[6]

A Fundamental Study on Nature Conservation and Management of Daisetsuzan National Park Hokkaido, Japan

Daisetsuzan Project
Yugo ONO[1], Shoichiro ASAKAWA[2], Akihiro KOBAYASHI[3],
Mineo KATOH[4], Akemi, YODA[5], Tetsuya AIKOH[2]
Junka SAKAMOTO[6], Sachiko SAKAKIYAMA[7], Izumi TAKEDA[8]
and Tadashi GOTOH[8]

1．大雪山国立公園における利用と管理の適正化をはかるための基礎的研究として，利用者意識・利用動態，自然破壊，管理体制4つの面から検討を行った．
2．利用者の満足度は主観的評価の影響を強く受けており，多元的満足度評価の把握が必要であると考えられる．
3．山岳自然公園の計画，管理面において，シミュレーションモデルによる利用動態予測が一つの有効手段になると考えられる．
4．サンプリングによる利用実態の把握には，利用動態の変動に対応した計画立案が必要である．
5．自然破壊の程度は，大局的には登山客の利用頻度に調和的ではあるが，各地域の潜在的自然環境や適切な管理方策による例外も多い．
6．大雪山の環境問題に対する国立公園管理関係諸機関・組織の認識と対応には，経済的・社会的・行政的諸問題が現存している．
7．今後の管理・運営を考える上で，大雪山国立公園の歴史的に形成された問題点の検討は有益である．

キーワード：収容力，国立公園，シミュレーション（モデル），利用者満足度，利用と管理，登山道侵食

---

[1] 北海道大学大学院地球環境科学研究科地球生態学講座
Laboratory of Geoecology, Graduate School of Environmental Earth Science, Hokkaido University.
[2] 北海道大学農学部花卉造園学講座
Department of Floriculture and Landscape Architecture, Faculty of Agriculture, Hokkaido University.
[3] 専修大学北海道短期大学造園林学講座
Department of Landscape Architecture, Hokkaido Junior College of Senshu University.
[4] 横浜国立大学経済学部
Department of Economics, Yokohama National University.
[5] NHK釧路放送局
Broadcasting station of NHK Kushiro.
[6] 札幌市役所緑化推進部造園課
Section of Landscape Architecture, Part of Tree planning propuision, Sapporo City Goverment.
[7] 北海道大学文学部
Student, Faculty of Literature, Hokkaldo University.
[8] 北海道大学大学院環境科学研究科　大学院生
Graduate student, Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University.

1．はじめに

日本の国立公園の目的は，自然環境を保護すると共に，より適正な利用をはかることであるが，現在の利用形態が望ましいかどうか，多様な面から研究されたことはこれまでほとんどなかった．自然公園の収容力（キャリング・キャパシティ）に対する検討が求められているが，自然公園の収容力に関しては，環境庁（1973）による上高地周辺での調査が行われただけで，日本では著しくたち遅れているのが現状である．本研究では，日本の国立公園の中でも，最も広く原始的自然環境が残されている大雪山国立公園を対象に，現在の利用状況と，それにともなう自然破壊の程度とを，現地での入込数調査，登山道とキャンプ場での土壌侵食量調査，および利用者意識から明らかにし，公園内の自然環境をよりよく保全するとすれば，どのような方策が望ましいかを，収容力の検討の基礎としての利用状況の分析と管理体制の両面から検討しようとしたものである．

入込数調査はほぼ全員が参加して行ない，土壌侵食量の調査は依田・後藤・坂本・愛甲・小野，利用者意識については小林・愛甲，利用状況については愛甲・浅川，管理体制の現状については加藤・榊山，歴史的変化については武田が担当した．個々の調査結果についてはすでに一部が公表されている．本報告については，それぞれの担当者からの報告をもとに小野が全体のとりまとめを行なった．

2．調査地域概観

北海道の中央部に位置する大雪山国立公園には，標高2000m前後の火山が連なっている．

大雪山国立公園のうち，利用者が多いのは，表大雪とよばれる北部の地域（図1）である．ここでは，約3～4万年前の噴火によってできたお鉢平カルデラを中心として，北海道の最高峰旭岳（2290m）をはじめ，標高2000m内外の高い火山体がいくつもそびえ立ち，それらの頂上を結んで登山道が開けている．

主要な登山口は層雲峡温泉，愛山渓温泉，旭岳温泉，大雪高原温泉と銀泉台の5つであり，このうち層雲峡温泉と旭岳温泉からはそれぞれ標高1600m近くまでロープウェイやリフトが通じ，最も利用者が多い．森林限界の高さは標高ほぼ1500～1600mであり（Takahashi 1990），本調査の対象とした地域は，その大部分が森林限界を越えたハイマツ帯に位置する．

3．利用動態の現状

前述した各登山口には，大雪営林署，旭川林務所によって入林者名簿が置かれているので，それによって登山者数や登山経路をある程度推察することができる．1988年以降の登山者名簿を検討した結果，表大雪で最も利用者が多くなるのは，その年の天候にもよるが，7月末～8月初めの休日であることがわかったため，1989年と1990年の7月末～8月初めに，図1に示した主要な登山道で利用動態の調査をカウントによって行なった．この結果，好天の休日における1日の利用者は，黒岳の七合目から頂上の区間で約1600人，旭岳の姿見の池周辺では約1400人におよぶことが明らかになった．

1989年7月30日における1日の利用者数を区間別・方向別に整理すると図2のようになり，やはりロープウェイ・リフトのある黒岳と旭岳周辺で利用者数が際だって多いことが明らかになった．

カウント調査にあたっては，単に入込数を調べるにとどまらず，4で述べるシミュレーション・モデルを構築するために，主な地点間の歩行速度（移動時間）や地点毎の滞留時間をパーティ毎に調べ，パーティ人数構成との関係を明らかにした．

夏の全期間を通じた利用動態を明らかにするためには，各登山口での入林者名簿の記載内容をもとに，統計的手法を用いて推計を行わざるを得ない．本調査では，山岳自然公園の利用動態を，特定の期間と場所からのサンプリングによって推計する場合の問題点について検討した．

3年間にわたる入林者名簿を検討した結果，まず，利用者数の変動要因として，季節や曜日の影響が大きいことが明らかになった．また利用されるコースの変動要因としては，目的地までのアク

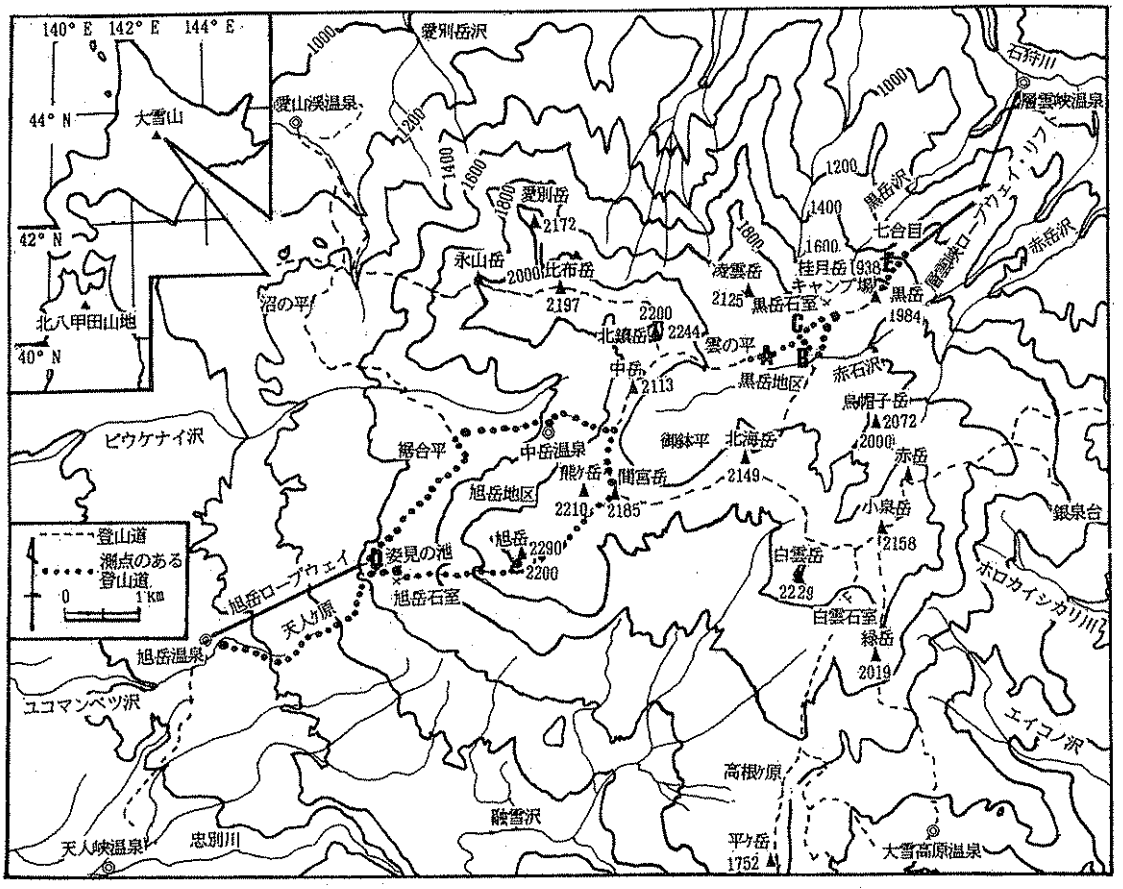


図1　調査地域概念図

Fig.1　Index map of study area

セスやコースの魅力度などが関わりをもっていることが推察された.

4．利用者意識

自然公園での収容力を考える場合，環境に対する人為的インパクトの許容限界を重視する生態的な見方と，利用者側の意識からみた許容限界を重視する見方がある．前者については，登山道やキャンプ場での土壌侵食量と水質汚染度を一つの指標とすることができるが，後者については明確な価値基準を欠いている．このため本調査では，登山者へのアンケート調査により，利用経験に対する評価基準としての満足度評価を行ない，満足度の評価に関わる要因を検討した.

その結果，第一に利用者の満足度の把握には，一元的な満足度評価よりも多元的な満足度評価を求める回答形式が望ましいこと，第二に，満足度は経験に対する主観的評価の影響を強く受けており，なかでも特定の環境要因，個人的なレクリエーションの目的，野外生活における不可欠な属性（標識・案内板，水飲み場やトイレの数）が満足感に関わること，第三に総合的な評価基準として，満足度評価を総体的印象や，再訪意欲とともに用いる場合，要因間の関連性の把握が必要なことが明らかとなった.

5．シミュレーションモデルによる登山利用者の動態予測

年々利用者が増加し，利用者による自然環境に対するインパクトが問題視される自然公園におい

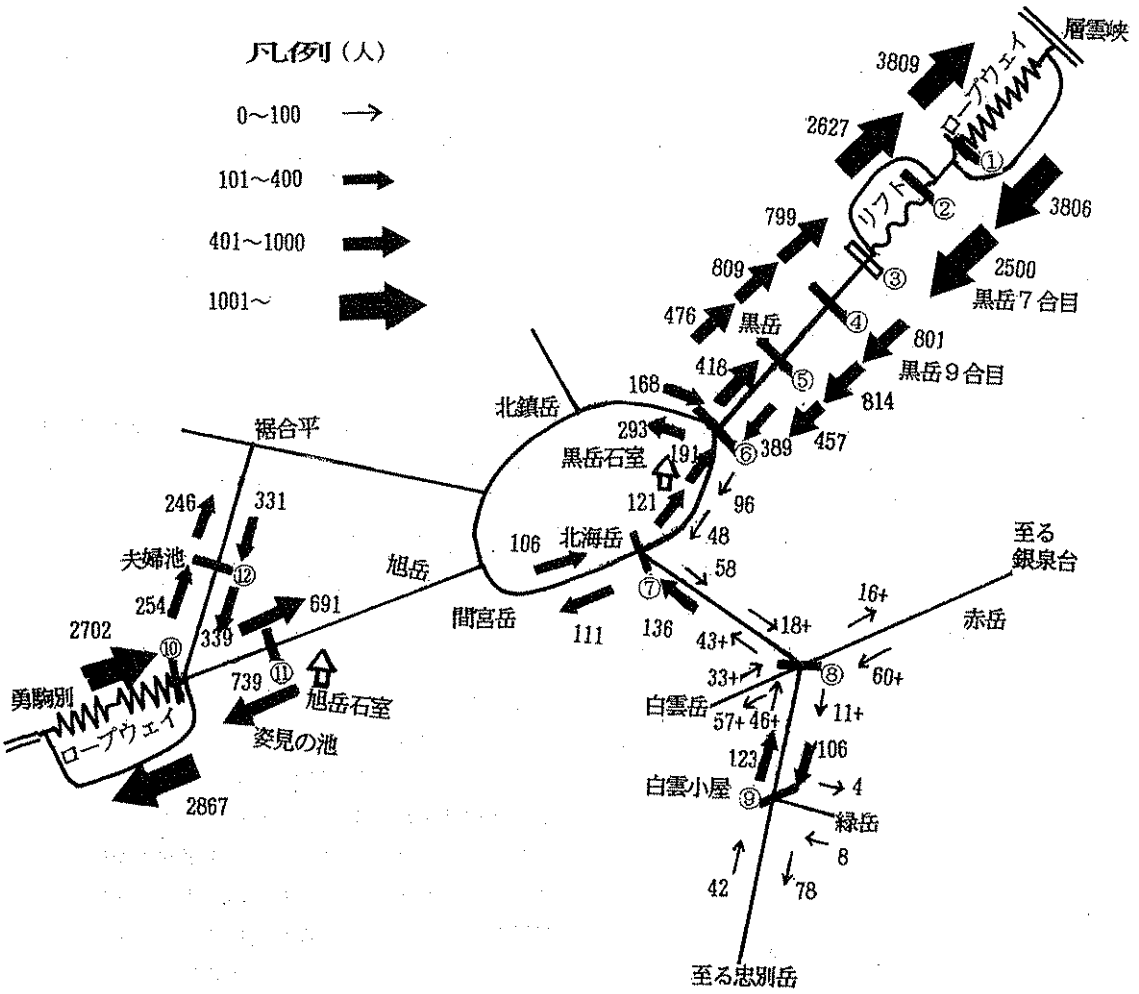


図2　1989年7月30日の利用動態

Fig.2　Visiter's Flowchart on 30 th July, 1989

注）計測時間が各調査地点で異なるため合計数が合わないことがある

⑧の＋印：計測時間が短くより多くの人数が考えられる

ては，その計画と管理に際して，利用動態の現状の把握と将来の予測が重要となる．従来よりアメリカでは自然公園の適正な収容力の研究が盛んに行なわれてきたが，その一環として，コンピューターシミュレーションによる利用状況の把握も行われている．ここでは，米国のShechterら（1978）によるモデルと伊藤ら（1991）による北大附属植物園のモデルを参考にして，大雪山国立公園のうち，とくに利用者の多いお鉢平を中心とする地域におけるシミュレーションモデルを試作した．

モデルは，シミュレーション言語GPSSで書かれ，全体の構成は図3に示す通りである．利用パーティは，入山口において入山日や入山時間，歩行速度などの情報を与えられ，モデル内の確率過程に従い各登山道区間，施設をたどり下山していく．モデルは全体の利用状況や他パーティとの出会う数（以下，交差数とする）などを，日毎や区間毎

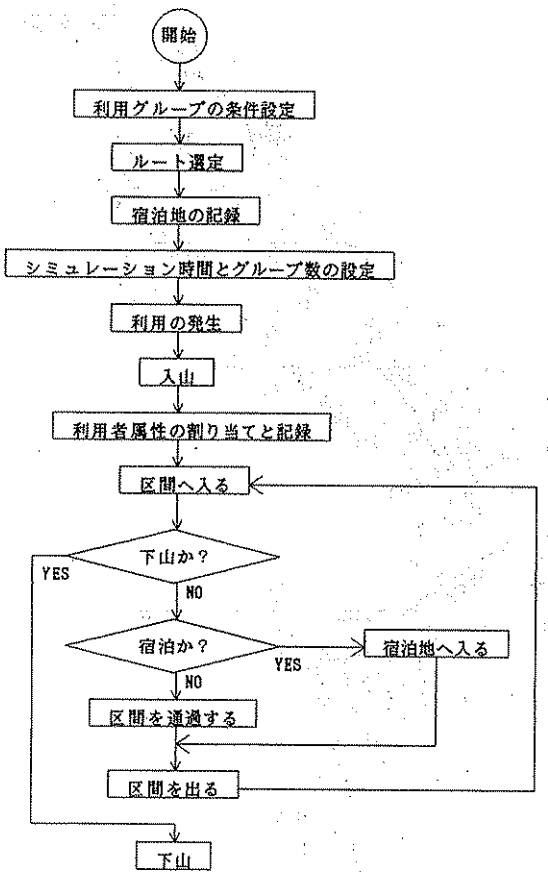


図3　シュミレーションモデルの流れ
Fig.3　Flow of simulation model

に記録し出力する．

米国ヨセミテ国立公園におけるモデルでは，その入力データを利用者許可証(wilderness permit)から得ていたが，ここでの入力データは，前述した1989年の各登山口の入林者名簿，登山計画書などの既存の資料と，1989年夏，1990年夏のカウント調査・アンケート調査の結果から得た．登山道や各施設の配置などについては，シミュレーションの実行に都合のよいように多少簡略化した（図4）．

最も利用が集中する7月下旬から8月上旬にかけて，1週間に1000パーティがこの地域に入山したとしてシミュレーションを実行した結果，ロープウェイのある黒岳，旭岳周辺においてとくに利用が集中し，それぞれの登山道区間での利用者の

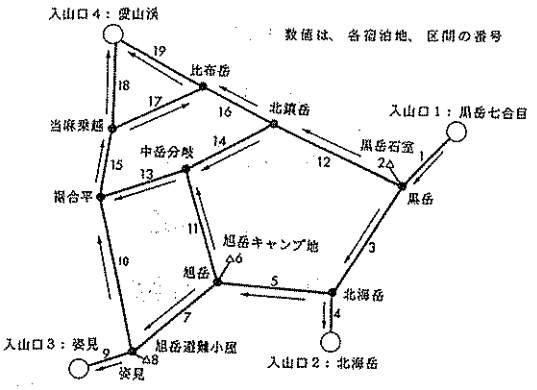


図4　シュミレーションモデル実行地域模式図
Fig.4　Trail network for simulation model

交通量と施設の利用状況が明らかになった（図5，6）．また，利用者の交通量が多い区間では，交差数が極端に多くなることも明らかである（図6，7）．

これらのシミュレーション結果の信憑性は入力データの精度に依存するが，正確な入力データさえ得られれば，利用者数が増加した場合や季節による利用状況の変動予測も可能となる．また，各区間や施設における交差数は，混雑感を規定する要因の一つであることも知られており，利用者の意識面から国立公園の収容力を考える際にはきわめて有効な手段となることが推察される．本研究により，国立公園の計画，管理面において，シミュレーション手法が有効な手段の一つになる可能性があることが明らかになった．今後は入力データの精度や収容力との関連についてのさらなる研究が必要であろう．

6．踏みつけによる登山道・キャンプ場での土壌侵食

山岳地域の自然公園における自然環境への人為的インパクトはさまざまであるが，そのなかでも利用者の踏みつけによる植生破壊と土壌侵食は最も顕著なものである（Liddle, 1975; Price, 1985; Stohigren and Parsons, 1986）．踏みつけによる登山道での土壌侵食の進行については，Bryan(1977), Coleman(1981), Gellatly et al. (1986)などいくつかの研究があるが，これらは，

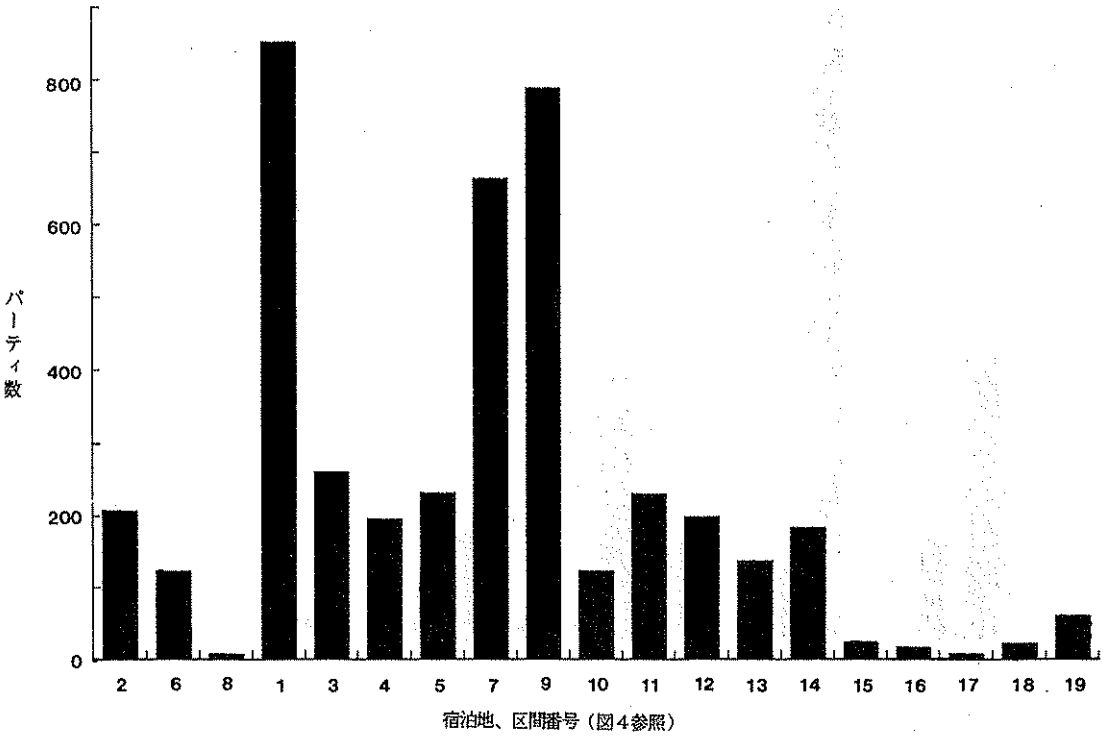


図5　各宿泊地区、区間における利用パーティ数
Fig.5　Numuber of parties on each camp site and trail segment

登山道上のいくつかの地点で土壌侵食の進行するようすを観察し，道幅の広がり方や，道の中にできたガリーの深さなどを測定して，その侵食速度と登山道の傾斜・土質などの地形条件やレクリエーション活動によるインパクトとの関係を明らかにしようとしたものである．

レクリエーション活動によるインパクトとしては，ふつう登山道の利用者数が用いられているが，一定期間にどれだけの利用者がその地点を通過したかについては，必ずしも明確でないことが多い．Quinn et al.（1980）は，このような点を考慮して，逆に人工的に作った斜面で踏みつけ実験を行ったが，人工斜面ではまた別な問題があり，山地での土壌侵食が再現されているとは言い難い．いずれにしても，日本では，これまでこのような定量的研究がほとんど行なわれていないので，本調査では最も基礎的な資料を得ることを目標とし，図1に示したように黒岳石室付近の登山道とキャンプ場，及び旭岳周辺の登山道で，いくつかの側点を設けて測定を行った．測定項目は登山道の横断面の地表変化（図8 a，b），及び表1に示すような登山道やその周辺の地表面低下量（侵食量），土壌硬度，浸透能，傾斜，表層物質の平均粒径である．

図8 a），b）は，写真1に示した図1のA地点での土壌侵食の進行状況を描いたものである．ここでは登山道の縁にガリーが発達しており，土壌侵食はガリーの側壁と，登山道の縁（肩）の部分で集中的に生じていることが明らかになった．

登山道における侵食形態としては，このようなガリーの発達するタイプの他，登山者が正規の登山道をはずれて歩くためにできる複線型（写真2，3），登山道全体として谷状に凹む谷状の3種類があることがわかった（依田，1991）．また，図

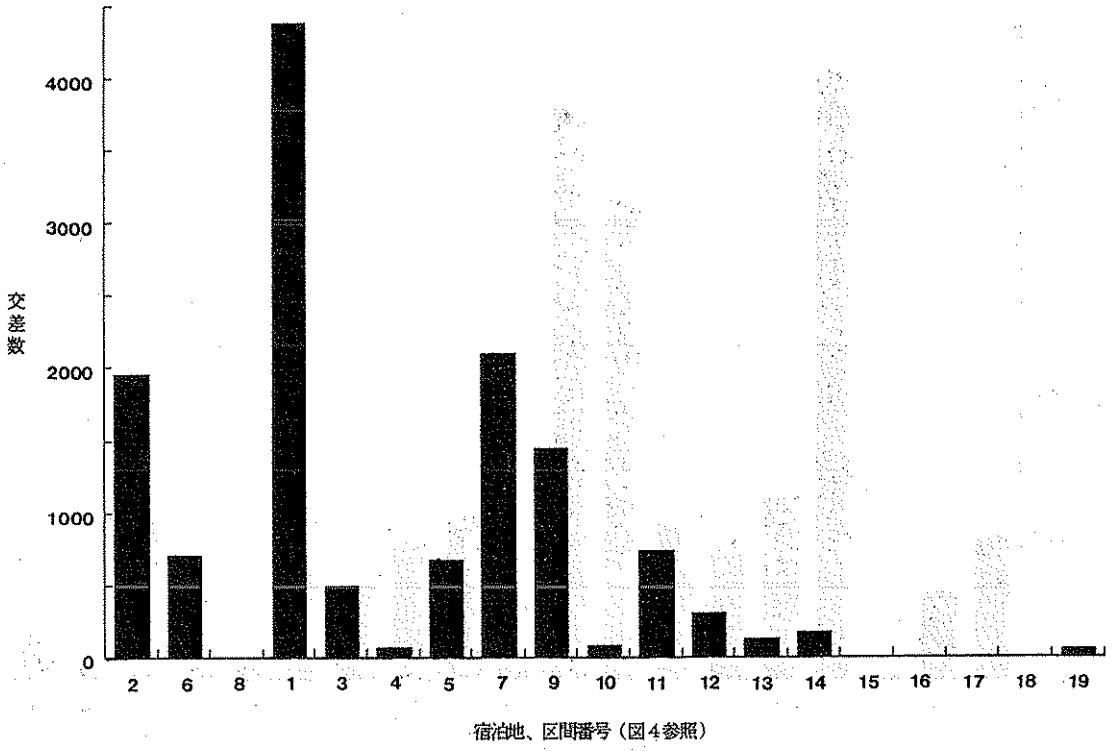


図6　各宿泊地区、区間における交差数
Fig.6　Number of encounters on each camp site and trail segment

8 a），b）に示したように，侵食の生じる場所や侵食量には明瞭な季節差があることから，侵食の際に働いているプロセスにも季節的な差異があることが明らかになった．

大雪山の場合，侵食に最も大きく関与しているのは，積雪や凍土の融解水や降水による表面流水と，凍土が融解するときのソリフラクションや崩壊であろう．特に傾斜の急なガリー側壁では，後者のプロセスが卓越している．これに対して登山道の上では，凍土の融解だけでなく，夏の間も侵食が生じている．これらは登山者の歩行による直接の侵食と，踏み固めによる表面流水の増大によるものである．

浸透能は，登山道上の方が植被部分よりも2～5倍も小さい．登山道表面の土壌硬度は，人が常に通る部分が，そうでない部分よりも2～4倍おおきくなる．予察的に行った踏みつけ実験からも頻繁に踏みつけられた場所ほど，土壌硬度の相対的な値が大きくなることが示された．また，季節的には，秋の方が硬くなる傾向がみられた．この結果，表面流水が増加し，侵食が進行していると推定される．

5～6月の融雪期には，人の影響は小さく，凍上，融雪水のウォッシュ，凍結・融解作用など自然の要因で侵食が生じていると思われる．実際，融雪期に多量の土砂が登山道上を流下しているのも観察された．

また，登山道の傾斜が侵食量と関係があることも確かめられた．概ね傾斜が大きくなるにつれて侵食量もふえるが，それも登山道の傾斜が10～12°程度までで，それ以上の急傾斜になると逆に侵食量が減っている（図9）．

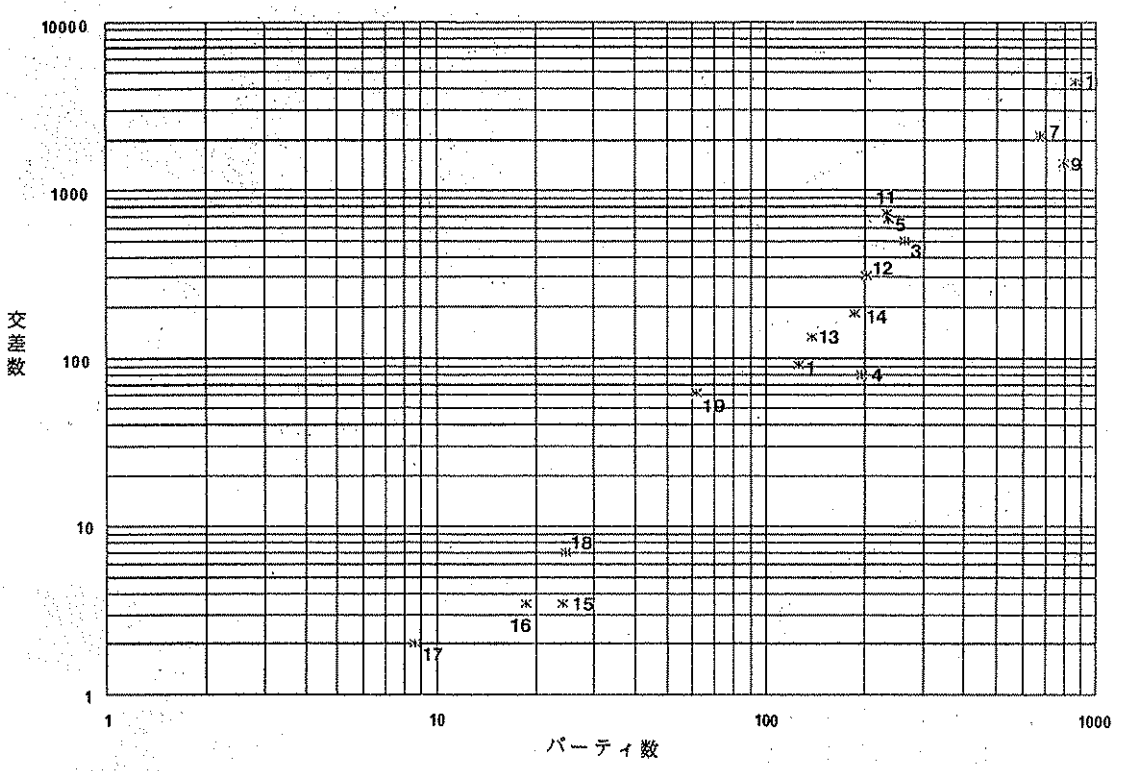


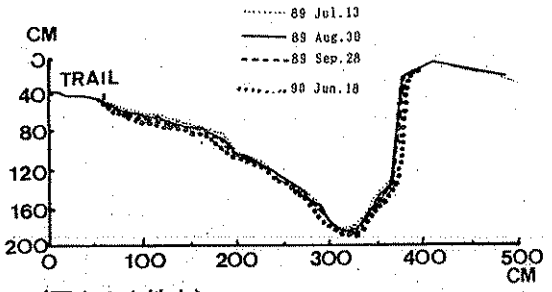
図7　各区間における利用パーティ数と交差数
Fig.7 Use level and encounter level for each trail segment

次に，現在使われている登山道と，使われなくなった登山道（即ち廃道），そして風衝地などの自然裸地の間の主な違いについてみてみると，侵食量については，廃道が0～4㎝，自然裸地では2～－2㎝と，登山道の1/10～1/2 も少なくなることや，土壌硬度も廃道では登山道の1/2 ～1/4で，地表面が軟らかくなることが明らかになった．しかし土壌硬度についてみると，調査した自然裸地は必ずしも廃道よりも軟らかいわけではなかった（表1）．浸透能は基本的に植被部で大きく，裸地で小さいが，登山道－廃道－自然裸地の順にその差が小さくなることもわかった．いくつかの廃道では，植生が回復しつつあるところもみられた（写真5）．

最後に，同じく火山のハイマツ帯にある北八甲田山（1585m）の登山道での土壌侵食量（9ｃ）と比較してみた．北八甲田山での夏季好天時1日の利用者数は，約 800人（後藤・牧田，1990）であり，登山道侵食量と利用客の通行量との関係は概ね調和的ではあるが，例外も少なくない．例えば，通行量の多い姿見の池周辺では，地表面が緩傾斜であることに加え，登山道への砂利敷きや排水ネット管の設置（写真6）などで侵食を抑制しているのに対し，旭岳地区に比べて登山客の通行量の少ない北八甲田山では，表層が極めて崩壊しやすい火山砕屑物から構成されていることが，侵食を促進させている可能性が指摘できよう．

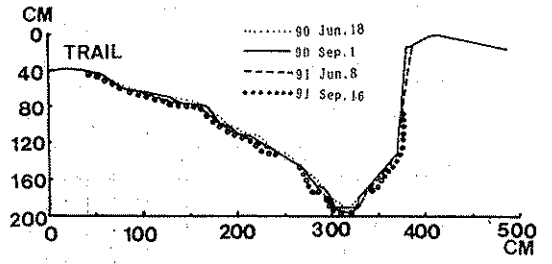
7．歴史的観点からみた大雪山国立公園の変容

大雪山をはじめ日本の国立公園は，アメリカな



（図１のＡ地点）

a）1989年７月13日～1990年９月１日
1989 Jul.13～1990 Sep. 1



b）1990年６月18日～1991年９月16日
1990 Jun.18～1991 Sep.16

図８　黒岳地区雲の平の登山道の侵食断面図
Fig.8　Cross section of trai at Kumonotaira in Mt. Krodake area;point A in Fig.1

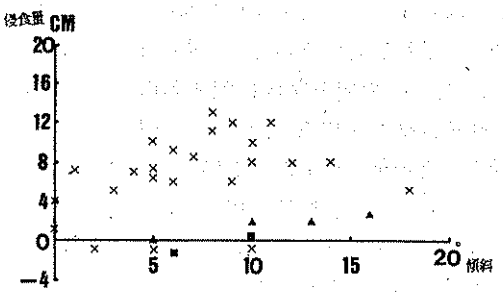
表１　黒岳地区における各裸地の諸性質
（A，B，Cの各地点は図１を参照）
Table 1　Various characters of each bear ground in Mt. Kurodake area(Locations of A,B and C are indicated in Fig. 1)

	登山道 A	廃　棄 B	自然裸地 C	測定値 ('91)
侵　食　量 (cm)	6.4	2.8	0.1	7/20～9/16
土壌硬度 (kg／cm²)	11.4	1.4	4.0	9/16
浸透速度 (mm／min)	0.20	0.42	0.83	9/16
斜面傾斜 (°)	6.9	11.0	8.0	9/16
平均粒径 (φ)	1.1	-1.0	-2.2	9/16

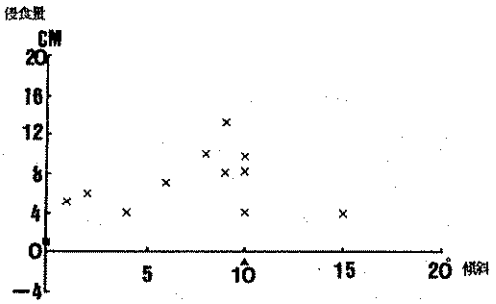
写真１　ガリー侵食の進行した登山道
Photo 1　Gully erosion in trail at point A in Fig. 1

写真２　複線化した登山道
Photo 2　Multi-track trails at point B in Fig. 1

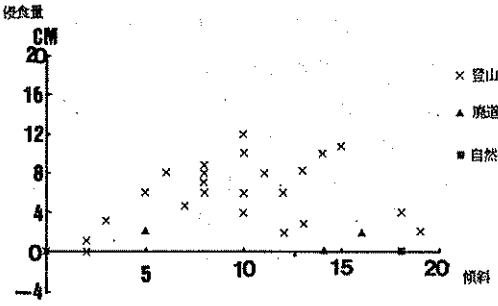
写真３　登山道のはみ出し歩行
Photo 3　Hikers walking outside of trail at point D in Fig. 1



a）黒岳地区



b）旭岳地区



c）北八甲田山地地区

図9　登山道の侵食量（1991年7月20日～9月16日）と傾斜の関係

Fig. 9　Correlation between amount of erosion and gradient of trails

a）Mt. Kurodake area

b）Mt. Asahidake area

c）Mt. Kitahakkoda area

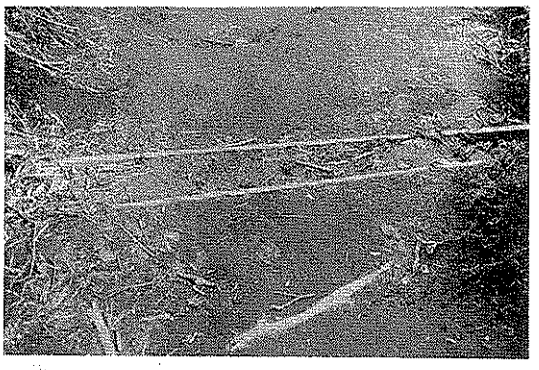


写真4　埋没した排水溝

Photo 4　Drain ditch filled with sand and mud at point E in Fig. 1

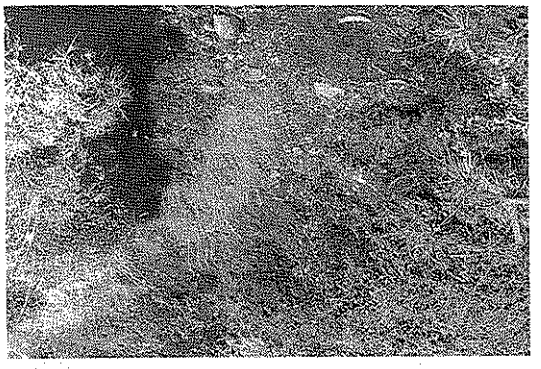


写真5　廃道

Photo 5 Abandoned trail at point B in Fig. 1

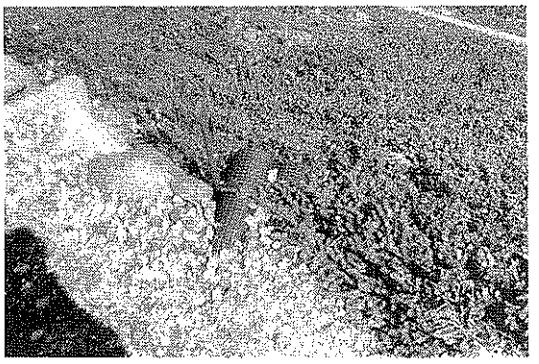


写真6　排水ネット管

Photo 6　Drain pipe at point D in Fig. 1

ど新大陸とは異なり，土地所有を伴わずに公用制限による地域指定で運営されている．したがって各時代の要請や社会・経済状況に大きく左右され，今日に至るまで自然公園の本来的な管理・運営が行われにくい状況にあったといえる．

しかし大雪山国立公園は，日本の国立公園としては珍しく，97%が公有地からなっている．公有地では，国有林（旧北海道庁系・旧御料林系）と道有林に大別され，それぞれの管理形態には微妙な差異が生じている．こうした所有区分は，明治年間の北海道開拓の過程で形成されたものである．

戦後になってアメリカ占領軍はリッチー勧告などにより，日本の国立公園に対してより国立公園の主旨にあった管理・運営を求めてきた．このため大雪山国立公園では，層雲峡地区などの林野庁所轄地が集団施設地区として厚生省（現在は環境庁）に所轄換えされ，また国立公園管理員が配属された．しかし，1954年の洞爺丸台風による大量の風倒木の発生は，その被害の甚大さ，緊急性のため，公園内の森林に人手を大きく入れるきっかけを作り，またしても本来的な国立公園管理からは遠ざかる結果をもたらした．またこの時，林業の機械化とともに林道が奥地まで建設されたことにより，銀泉台や高原温泉などの新たな利用拠点が形成されることになった．さらに1960年代以降の観光開発推進期には，ロープウエー・リフトが架設され，登山者のみならず多数の一般観光客までが高山帯まで押し寄せる結果となった．このことは国立公園自体の性格を大きく変質させたが，一方では，大雪縦貫道をめぐって激しい自然保護運動がまきおこり，北海道における今日の自然保護運動のきっかけをつくったのも重要な出来事であった（俵，1979）．

現在，大雪山国立公園をはじめとする日本の山岳国立公園は，その多くの土地所有者である国有林の経営改善へ向けての管理の合理化と，リゾートブーム下でのリゾート開発への圧力といった相反するベクトルが複雑に絡み合う中に存在している（図10）．

今後の国立公園のあるべき管理・運営を考える上で，現在生じている様々な問題点を歴史的にさかのぼって検討してみることも重要であろう．

8．大雪山の環境問題に対する国立公園管理関係諸機関・組織の認識と対応の状況

国立公園管理主体である環境庁，当地域の森林を所有・管理する林野関係機関，地方自治体，観光・利用に関係する各事業者，公園内で生活する地域住民に対し，現在大雪山が抱えている環境問題（登山道周辺の土壌の崩壊，避難小屋・キャンプ場周辺のゴミおよび排泄物の処理など）に対する意識と対応について，ヒアリング調査を行なった．

大雪山国立公園管理の中心的な機関は環境庁であり，北海道地区管理事務所，現地の管理官の双方とも，環境問題については十分認識している．しかし現実の管理活動では，人員の絶対的な不足（公園全域で管理官が3人）と，管理権限が関係機関との調整にあることから，適切な対策の実行や情報の収集が行なわれていない状況にある．

いっぽう，公園の大部分を占める国・公有林地域を管理し，この地域を森林資源として実質的に管理している営林署・林務署は，環境問題については，より現実的な認識を有している．しかし，独立採算制の制約により，登山道補修・キャンプ場等の整備といった，収入に直結しない管理活動の実施は難しい状況にある．環境庁との間での協力関係も，ほとんど考慮されていない．

地元自治体においては，東川町による旭岳ビジターセンターの維持やサブレンジャーの確保，上川町による自然観察指導員の養成など，公園環境の改善に向けての積極的な活動が展開されている．二大利用基地である層雲峡（環境庁所轄），旭岳温泉が，それぞれ上川町，東川町に所属することもあり，公園環境の維持，管理に対するこれらの自治体の潜在能力はかなりあると考えられる．しかし，7000人前後の人口規模では，財政能力，計画立案能力において，可能となる行為の範囲は限定されざるを得ない．したがって，公園環境の管理において，北海道庁や上川支庁とどのように連携していくかが，今後の課題となるであろう．

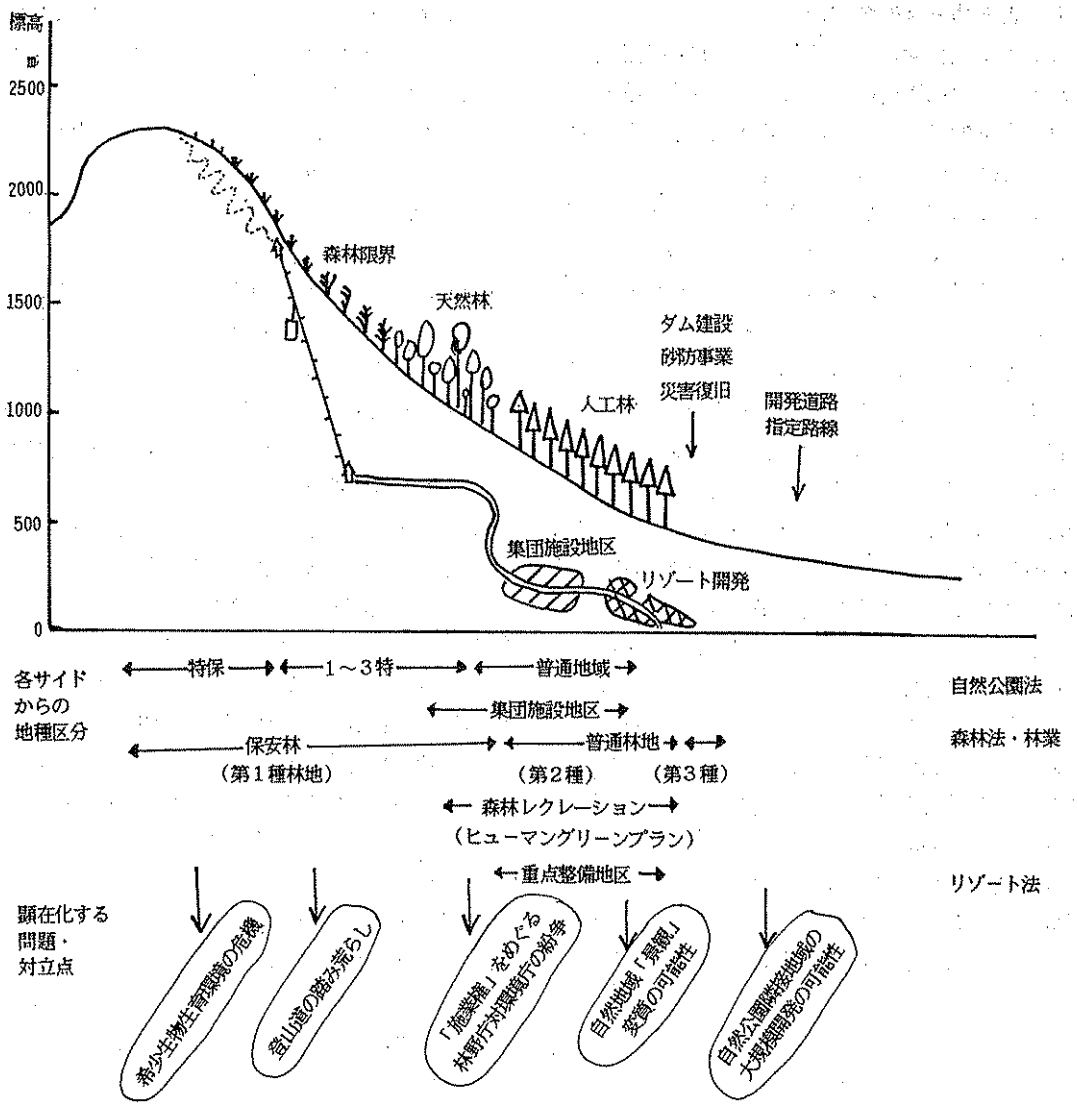


図10　大雪山国立公園における人間対自然関係の模式図
Fig.10　Schema of human-nature relationship in Daisetsuzan National Park

層雲峡観光協会においては，観光産業として，当然のことながら環境問題に対しそれなりの認識を有してはいるが，当面の問題意義は，層雲峡地域の利用環境の整備にある．それ以外の環境問題については，国（環境庁）がなすべきことであるとの意識が強い．

層雲峡地域で生活している人々の意識は，代表として層雲峡博物館長に伺ったが，その評価はかなり難しい．これは別個に報告するが，現在の層雲峡地域においては，住民が環境問題を意識し，その維持，改善に向けた活動を行うような経済的，社会的インセンティブも，それを可能とする制度的保障も存在しないことが強く指摘される．これは，地域指定制という日本の国立公園制度において，重要かつ早急に解決されるべき問題であろう．

9．まとめと今後の課題

大雪山国立公園における利用と管理の適正化をはかるための基礎的研究として，利用者の動態・意識，人為的インパクトによる土壌侵食，管理体制などの現状からの検討を行なった．

自然環境の破壊という点からみると，現在，早急に考えなければならないのは土壌侵食の防止である．現在のような利用が続けば登山道の侵食は一方的に進み，その結果，複線化が生じて，登山道周辺への裸地化がさらに進行するであろう．姿見の池周辺でとられているような侵食防止策は，場所によっては有効であると考えられる．しかし，本調査から明らかになった点は，表大雪地域の利用者数が，夏季の好天時には，1日に1400～1600人に達しているということである．この利用人口が，大雪山の高山帯の自然環境にとって，また山小屋などの現在の施設配置にとって，まだ十分に許容できるものかどうかという点についての検討は，今後の課題と言わねばならない．本調査では，利用動態の把握にシミュレーションモデルが有効であることが明らかになった．今後は混雑感などの心理的収容力を導入するとともに，今回の調査では十分に扱えなかった野生動物，水質などの生態的収容力を併せて考えることにより，国立公園における適正な収容力の設定を試みるべきであろう．

文献

Bryan, R. B. 1977. The influence of soil properties on mountain hiking trails at Grovelsjon, Georgrafiska Annaler, 59A, 49-65.

Caine, N. 1974. The geomorphic processes of the alpine enviornment. in Arctic and Alpine Environment, Ives, J. D. and Barry, R. G. eds., 721-743.

Coleman, R. 1981. Footpath erosion in the English Lake District, Applied Geography, 121-131.

Fukuda, M. and Kinoshita, S. 1974. Permafrost at Mt. Taisetsu, Hokkaido and its climatic environment. The Quarternary Reserch 12, 192-202.

Gellaty, A. F, Whalley, W. B, and Gordon, J. E. Footpath deterioration in the Lyngen Peninsula, North Norway, Mountain Research and Development 6, 167-76.

後藤忠志・牧田　肇．1990．北八甲田山地の自然破壊と登山．弘前大学特定研究「北八甲田山地の自然と開発」（弘前大学編），143-176.

伊藤康行・浅川昭一郎．1991．都市における緑地の利用行動シミュレーションによる混雑度の解析．「造園雑誌」，54(5)：329-334.

環境庁．1973．「自然公園の収容力に関する研究」．110p．東京農業大学造園計画第一講座自然公園収容力研究グループ．

環境庁自然保護局．1971．第一法規．「自然保護行政の歩み」．783p．環境庁自然保護局．

小林昭裕・1991．大雪山国立公園を事例とする利用者の満足度評価に関わる要因．専修大学北海道短期大学紀要24，39-59.

小野有五・依田明実・後藤忠志．1990．登山道の侵食について．「森林航測」，16(1)：15-19，日本林業技術協会．

Price, M. F. 1985. Impacts of recreational activities on alpine vegetation in Western North America, Mountain Research and Development, 5, 263-277.

Quinn, N. W, Morgan, R. P. C, and Smith, A. J. 1980. Simulation of soil erosion induce by human trampling. Journal of Environmental Management 10, 155-165.

坂本純科．1991．大雪山国立公園黒岳キャンプ場における利用と環境の変化．北海道大学農学部花き造園学講座卒業論文．札幌．60p．

Shechter, M. and Lucas, R. C. 1978. Simulation of recreational use for park and wilderness management. The Johns Hopkins University Press, 220p.

Stohlgren, T. J, and Parsons, D. J. 1986. Vege-

tation and soil recovery in wilderness campsites closed to visiter use. Environmental Management 10, 375-380.

Tahahashi, N. 1990. Environmental Geomorphological Study on the Holocene Mire Development in the Daisetsuzan Mountains, Central Hokkaido, Northern Japan. Journal of the Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University, 13 (1), 93-156.

武田　泉・小野有五. 1989. 大雪山国立公園における自然環境の保全管理の適正化（第１報）. 日本地理学会予稿集36, 64-65 .

武田　泉・後藤忠志・依田明実・小野有五. 1990. 大雪山国立公園における自然環境の保全管理の適正化（第２報）－訪問者の行動パターンと自然地域「観光」形態－. 日本地理学会予稿集38, 74－75.

武田　泉. 1991. 土地利用側面からみた自然公園・国有林・リゾート政策. 大雪山国立公園における自然環境の保全管理の適正化（第３報）. 日本地理学会予稿集40, 156 －157 .

俵　浩三. 1979. 北海道の自然保護－その歴史と思想－. 308p. 北海道大学図書刊行会, 札幌.

依田明実. 1991. 北海道大雪山国立公園黒岳石室付近の登山道の侵食. 「平成２年度修士論文要旨集」（北海道大学大学院環境科学研究科編）, 101－104 . 北海道大学大学院環境科学研究科.

依田明実・小野有五. 1990. 登山道の侵食について（要旨）. 地形 11, 298.

Summary

A fundamental study on the nature conservation and management of Daisetsuzan National Park, Hokkaido, Japan.

Basic data on the actual use and management of Daisetsuzan National Park, which has the most extensive wilderness area and is the widest National Park in Japan, was compiled: that being the number of visitors, visitor's attitude to the nature, trail erosion, and management of the National Park. The number of visitors reached a maximum whem more than 1600 persons visited the park on a fine day in summer 1989 at the Mt. Kurodake area, where trails are progressively eroded by visitor's trampling. The number of visitors fluctuates due mainly to four factors: the day of week, weather, changes in accessibility and attractiveness of the hiking route. The several types of questionaries attempted reveal that the multi-questionaires are the most effective in understanding the visitor's attitude to the nature. On the basis of the ethological data on the visitor's movements at the Mt. Kurodake area, a simulation model was constructed to predict the degree of crowdedness where the condition that 1000 parties visit the area. The result of the calculation suggests that an adopted simulation model is very effective for the assessment of the carrying capacity of the area in the future. The measurements of trail erosion reveal that trails are eroded rather rapidly under the present visitors' impacts. These results indicate the necessity to consider the carrying capacity of this area, not only ecologically but also psychologically.

Key words : Carrying capacity, National Park, Simulation(model), Visitor's satisfaction, Visit and management, Trail erosion

尾瀬の保護と適正利用のための指導と案内

尾瀬ガイドグループ
児 玉 芳 郎*

Suggestions and Guidance for the Better Use of "OZE".

Oze Guide Group
Yoshiro KODAMA*

貴重な「尾瀬」の自然が，今，オーバーユースの前に破壊されようとしている．私達は，この原因が日本の国立公園の利用法や日本人の自然に対する意識構造そのものにあると捉え，以下のような提案を行った．

1　特別保護地区の拡大
2　高層湿原上の木道ルートの全廃
3　稜線内施設の適性配置
4　一般車両の乗り入れ禁止
5　専用電気バスの運行
6　関連法の整備
7　保護・環境教育センターの設置
8　入山者への指導・教育の徹底　他

この提案に基づいて，これまでさまざまな普及・教育活動をおこなってきたが，いまだ充分な成果をあげるには至っていない．

しかし，私達の力量の中でも，自然保護指導員を育成し入山者への指導にあたることは可能である．

当面は，この活動を中心とした運動の展開を第一に考えて提案の実現を計りたい．

日本が誇る日光国立公園の特別保護地区・特別天然記念物．本州で最大規模の高層湿原と幾多の貴重な動植物を育み，たぐい稀な自然景観を有する「尾瀬」には年間50万人とも 100万人ともいわれる数の人々が訪れる．

尾瀬は四方を高い山に囲まれた窪地である．そのために降水が溜り，湖や湿原が発達した水盆である．そこに多くの入山者による生活雑排水を流し込めば，出口の少ない水盆の水は富栄養化してしまい，貧栄養の水に依存して生活してきた周辺の植生に重大な影響がおよぼ及ぶことは目に見えている．

もともと一年の大半は雪に閉ざされる冷涼な気候は，それでなくとも有機物の分解を困難にしているわけで，だからこそ分解されない植物の遺骸が盛り上がって高層湿原を形成してきた歴史を持つのである．

加えて，登山者の踏みつけによる乾燥化・裸地化（湿原を踏みつけるということは水を吸ったスポンジを踏みつけることと同じである）や本人が気付かないうちに靴などに付いて運ばれてくる下界の植物や小動物の定着もみられる．クロスカントリースキーの流行による冬期の利用（立入禁止区域の標識も雪の下），新幹線や関越自動車道を中心とする交通網の整備等々，尾瀬を取り巻く環境は入山者に悪意はなくとも最悪の状態となっている．このような状況を改善するため，私たちは昨年次のような提案をおこなった．

1．現行の特別保護地区を約2倍規模に拡大する．
2．高層湿原上の木道ルートを廃止し，山ぎわや拠水林ぞの影響の少ないルートに変更する．

*香蘭女学校中学高等学校生物教室
Junior and Senior High School, St. Hilda's School.

3．尾瀬の稜線内にある宿泊等の施設を稜線外に移転し，稜線内には最低限必要な避難・休憩施設のみとする．

4．一般車両の稜線までの乗り入れを禁止し，入山専用の電気バスを運行する．

5．関連する法律の整備をおこない，保護センターや環境教育センターを要所に配置して，入山者への指導・教育の徹底を計る．　　等々

まだ課題も多々あるが，結論は自然そのものの持つ生産・再生能力までをも食い潰してしまうようなオーバーユース・過剰利用を避け，大切に保全していこうということである．

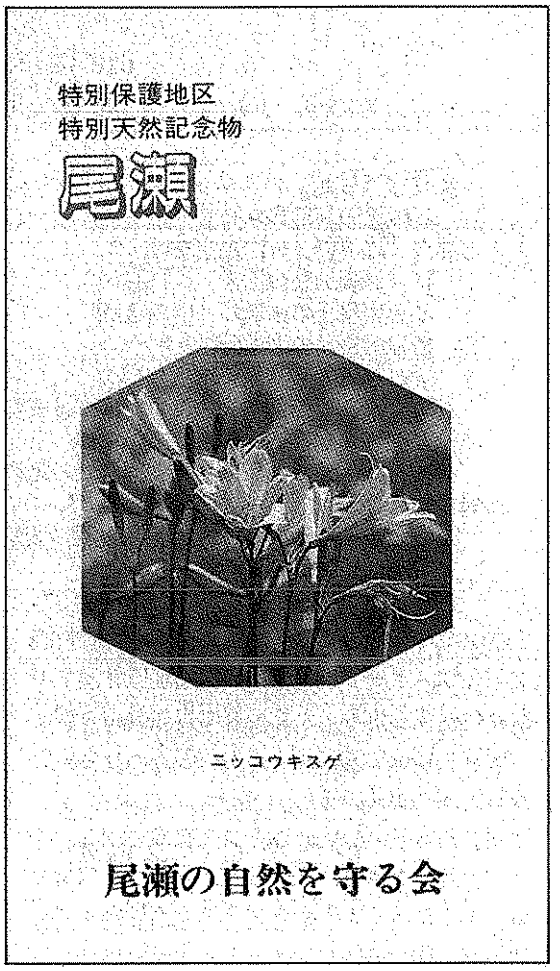
・・・・・・・・・・・・・

今年度は「尾瀬の自然を守る会」が10年以上にわたって育成を続けてきた自然保護指導員(130名登録）による入山者への指導を，より発展的に実施することを目的としてミズバショウシーズン開始の５月中旬より，紅葉の10月中旬まで毎週末を中心に戸倉（群馬県）・檜枝岐（福島県）の２カ所をベースに集中指導・教育活動をおこなった．

まだまだ入山者のすべてに接することは困難ではあるが，いずれはゴミの持ちかえり運動と同様，一定の成果を上げ得るものと確信している．

これからは尾瀬を単なるレジャーランドとして利用するのではなく，日本の国立公園の手本となった欧米の例のように，また，歴史的遺産である多くの国宝や文化財の利用形態のように，訪れる人々が尾瀬で何を感じ，何を得てくるかといった目的意識を持って大切に利用するようにしなければ，私たちは未来の人々から永久にその責任を問われ続けることになるだろう．私達は，今，日本の国立公園の利用形態を根底から直さなければならないと考えている．

私達は今後とも提案の実現に向け努力を続けていく所存である．また今回，この私達の活動にご理解を示してくださった㈶日本自然保護協会の各位には心より深く感謝申しあげる次第である．



P.N.ファンド助成によって作成されたパンフレット

Summary

The precious nature of Oze will be destroyed by overuse. We have considered how to use a national park and how to conserve the nature. We would like to suggest the following plans.

1. The spread of the special reserve.
2. Taking the wood trails away ; We should take the wood trails on the marshland away.
3. Establishment of shelters and resting places ; In the ridgeline, it is necessary to have some shelters and resting places. But, so many lodges should be moved out of the ridgeline.
4. We should not go by car to the ridgeline.
5. We should use the special electric bus.
6. The arrangement of the related laws and regulations.
7. Establishment of centers for nature conservation and environmental guidance.
8. Bringing out the guide for nature conservation.

We have tried carrying out these plans for a long time. But, it isn't easy to get excellent results.

For the moment, we would like to bring up the guide for nature conservation.

全国イヌワシ生息数・繁殖成功率調査

日本イヌワシ研究会
山　崎　　亨

Population Numbers and Breeding Success of the Golden Eagle in Japan (1981－1990)

The Society for Research of the Golden Eagle
Toru YAMAZAKI

(1) 日本イヌワシ研究会が1981年から毎年実施している「全国イヌワシ生息・繁殖状況調査」の1981年から1990年までの調査結果を取りまとめた.
(2) 1986年以降，新たに福島県・徳島県で生息が確認され，1990年現在，生息が確認されている府県数は23であった.
(3) 生息が確認されたつがい数は1987年が最高で，124であった.
(4) 1981年からの10年間につがいが消滅してしまった生息場所が3箇所あり，生息ランクの低下した生息場所は29箇所もあった.
(5) 1990年のつがい数の地方別分布は，東北地方と北陸地方で全体の59%を占め，1981－1985年の48.3%よりもさらに比率が高くなっていた.
(6) 1986年から1990年までの繁殖成功率は，40.7%で，1981年から1985年までの47.1%から6.4%も低下していた．最高は1981年の55.3%，最低は1986年の30.0%であった.
(7) 10年間で確認された179回の繁殖成功の内，2羽が巣立ったのは3回だけで，繁殖成否の判明したつがいの1つがい当たりの平均巣立ちビナ数は0.45羽であった.
(8) 巣立ちビナの確認数は1986から1990年までの合計は74羽で，1981から1985年までの108羽に対し，68.5%と大幅に減少していた.
(9) 地方別の繁殖率では，東北・北陸は比較的高いが，近畿・中国はきわめて低かった.
(10) 1986年以降の繁殖失敗原因は29例報告されており，人為的原因が13例あった．1985年までには報告のなかった卵のふ化しない事例が5例も報告されていた.

日本のイヌワシの保護を行なうためには，全国のイヌワシの生息数と繁殖成功率を常に把握しておくことが重要である．日本イヌワシ研究会は1981年の設立以来，研究会の主要事業として「全国イヌワシ生息・繁殖状況調査」を継続して実施している.

1981年から1985年の結果については1986年に取りまとめ，機関誌「Aquila chrysaetos 」No.4で報告した．この度，1986年から1990年までの調査結果を取りまとめたので，1981年からの成績とあわせて10年間の日本のイヌワシの生息状態の推移を報告する.

なお，この調査の取りまとめについては日本自然保護協会の平成2年度「P．N．ファンド」研究助成の援助を頂いた.

調査方法

日本イヌワシ研究会の全国の会員がおのおのの調査地で毎年，イヌワシの生息状態と繁殖成功率を調査し，事務局から各府県ごとに送付する「イヌワシ生息・繁殖状況調査表」に年間成績を取りまとめて報告した.

調査表は1986年に調査内容の充実と分析精度の向上のため，改訂を行った（付表1）．しかし，地域によって調査体制や調査精度にかなり差があるため，今回の全体的な取りまとめにおいては詳

細な項目についての検討は行わなかった．

調査内容は主に，生息状況と繁殖状況とに大別される．生息状況はA・B・C・D・E・Zの6ランクにより，その生息地におけるイヌワシ生息状態を記入することとなっている（付表2）．繁殖状況は繁殖の成否を成功：○・失敗：×・不明：？で記入するとともに，繁殖に成功した場合はさらに詳細な繁殖に関するデータ，失敗の場合は失敗原因や失敗の段階等をそれぞれ記入することとなっている（付表1）．

調査表は調査年の翌年1月に事務局から各府県の地区委員に送付し，概ね2月末までに事務局に報告することとした．報告された成績は「イヌワシ生息・繁殖状況調査委員」がコンピューターに入力し，データの管理と分析に当った．

結果

1986年以降，新たに福島県と徳島県から生息確認の報告があり，生息が確認された府県数は23となった（付表3）．

1．生息数

生息ランク別確認数は図1に示すとおりで，総数では1984年が最低で 118，最高は1989年の 167である．1986年以降に報告数が増加しているのは，新潟・富山・岩手・福島等，未調査地域のあった県で調査が進められたことによる（表1）．しかし，確実につがいの生息が確認されている箇所数，つまりA・B・Cランクの合計数は1987年の 124が最高であり，未調査地域で新たなつがいの生息が確認されたにもかかわらず，1985年の報告からわずか6つがいしか増加していない．これは，未調査地域で新たな生息場所が確認された反面，イヌワシが完全に消滅してしまったり，生息ランクが低下した生息地が29箇所もあったためである．

また繁殖場所の判明している生息地，つまりAランクは1986年以降もほとんど増加しておらず，全国で約60～70箇所程度に過ぎない．

10年間の生息ランク構成では，つがいの生息が確認されているA・B・Cランクの合計は全国平

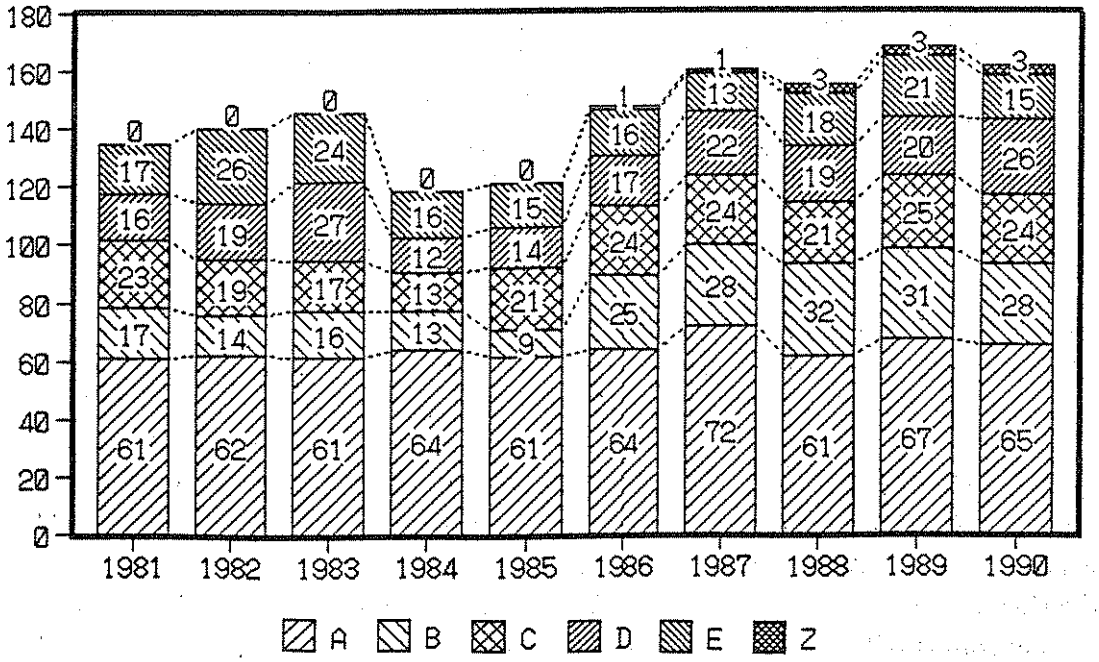


図1　生息ランク別確認数の年変化

Fig.1　Number of Golden Eagle habitats(1981-1990)

表1　1986年以降に登録された生息場所数
Table 1　Number of Golden Eagle habitats registered from 1986 to1990

	1986	1987	1988	1989	1990	合計
岩手県	3			2	3	8
宮城県				1		1
福島県		1		6		7
新潟県	5	6	1	4		16
栃木県					1	1
長野県		1				1
富山県		3	1	5		9
石川県	1					1
岐阜県	3	1				4
滋賀県	1		2			3
徳島県			1			1
合　計	13	12	5	18	4	52

均で73.7%，最低は関東の52.6%，最高は近畿の79.2%である（図2）．

1990年現在のA・B・Cランクの合計数，つまりつがいの生息が確認されている場所の地方別分布は，東北（31），北陸（38），中部（6），関東（4），近畿（18），中国（18），四国（1），九州（1）であり，東北地方と北陸地方を合わせると59%となり，全体の過半数を占めている（図3）．

2．繁殖成績

(1)　繁殖成績確認率

繁殖成功率は成功・失敗・不明の3区分による報告から算出した．成功は少なくとも1羽の幼鳥の巣立ちを確認したもので，失敗は全く繁殖行動を行わなかったり，繁殖行動を開始しても途中で中断し，幼鳥が巣立たなかったものである．不明は調査を行っても成否を断定することができなかったもの，または全く調査を行わなかったものである．

従って，繁殖成功率はつがいの生息が確認されているA・B・Cランクの内，繁殖の成否が確実に判明できたつがい数を母数とし，繁殖に成功したつがい数を除して求めたものである（付図1）．

10年間の繁殖成績確認率は，全国平均で32.7%と低く，生息の確認されている所の約 1/3しか繁殖成否が確認されていない（図4）．営巣場所が発見されていない生息地では繁殖の成否を確認するのはきわめて困難であるが，営巣地の確認されているAランクにおいても確認率は50%余りと低い．これは，営巣場所が観察困難な条件下にあったり，ほとんどの観察者が職業をもっており，休日にしか観察に行けないことによるものと思われる．

地方別では，中国が48.5%で最も高く，次いで近畿，東北となっており，Aランクが多い地方や観察者の多い県で確認率が高くなっている（図4）．

(2)　全国の繁殖成功率

1981から1990までの10年間に繁殖成否が確認されたつがい数は 404で，その内，成功したつがい数は 179であり，繁殖成功率は44.3%となる．1986から1990の5年間の繁殖成功率は40.7%であり，1981から1985の47.1%に比べ 6.4%も低下している．

年次別にみてみると，最高は1981年の55.3%で，最低は1986年の30.0%である．50.0%を上回った年は1985年までは3回あるが，1986年以降は一回もなく，逆に40.0%以下の年が2回もある（図5）．

繁殖に成功した巣の巣立ちビナ数は10年間 179回の繁殖成功の内，176回までが1羽であり，2羽巣立ったのは岩手県の2回（1983・1989年）と新潟県の1回（1990）のわずか3回だけである．従って10年間に確認された巣立ちビナの数は 182羽となり，繁殖成否の判明したつがいの1つがい当りの平均巣立ちビナ数は0.45羽となる．

1986年以降，確実に巣立ちが確認されるイヌワシの幼鳥の数は1年間にわずか10羽から20羽程度

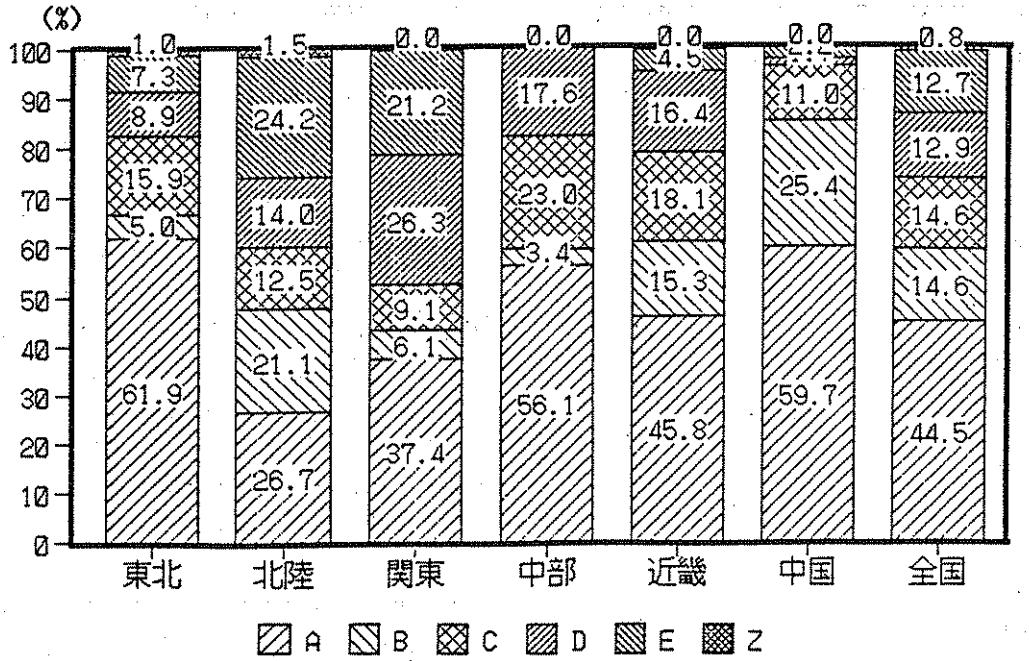


図2　地方別の生息ランク構成

Fig. 2　Composition of the habitat grade which is classfied according to the existence of Golden Eagles

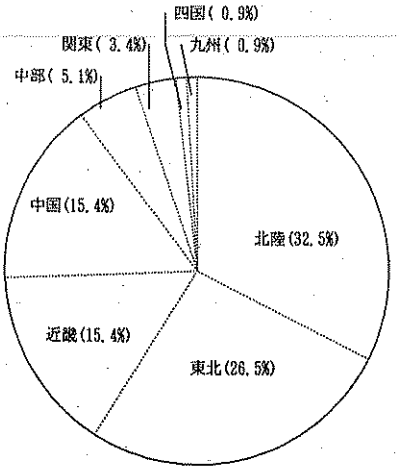


図3　生息確認つがい数の地方別構成（1990）

Fig. 3　Distribution of Golden Eagle pairs for each district in 1990

である．1986年以降新たな営巣地が確認される等，調査が進んでいるにもかかわらず，巣立ちビナの確認数は1986から1990年までの合計は74羽で，1981から1985年までの 108羽に対し，68.5%と急激に減少している．

(3)　地方別繁殖成功率

地方別の繁殖成功率は，10年間の平均が東北は60.9%，北陸が67.1%と高く，反対に近畿は18.3%，中国26.8%ときわめて低い．しかし，東北・北陸も年変動はあるものの，年々繁殖成功率が低下する傾向が認められる（図6）．中部と関東は報告数が少なく，率においては比較することができない．

1年間の総合計の繁殖率では，年ごとの繁殖成否の対象つがいがすべて同じであるとは限らないこと，また新たに生息が確認されたつがいが追加されていることから，地方別の繁殖率の比較をするには必ずしも適当とは言えない．このため，地方別の繁殖成功率をより明確に評価するために，

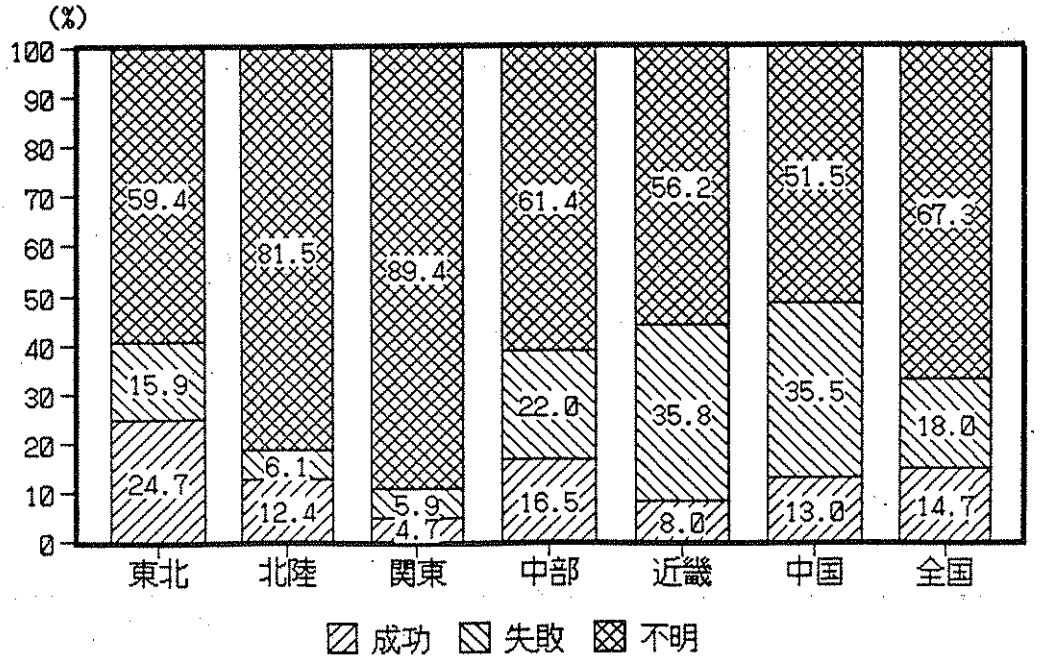


図4　地方別の繁殖成績確認率

Fig.4　Confirmation ratio of the breeding success

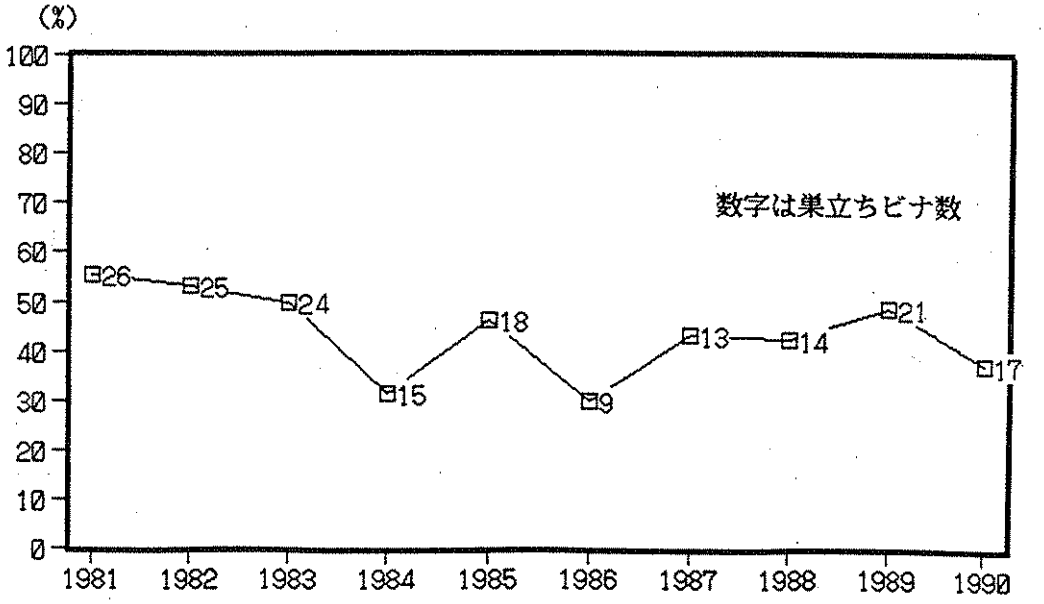


図5　繁殖成功率の年変化

Fig.5　Change of breeding success(1981-1990)

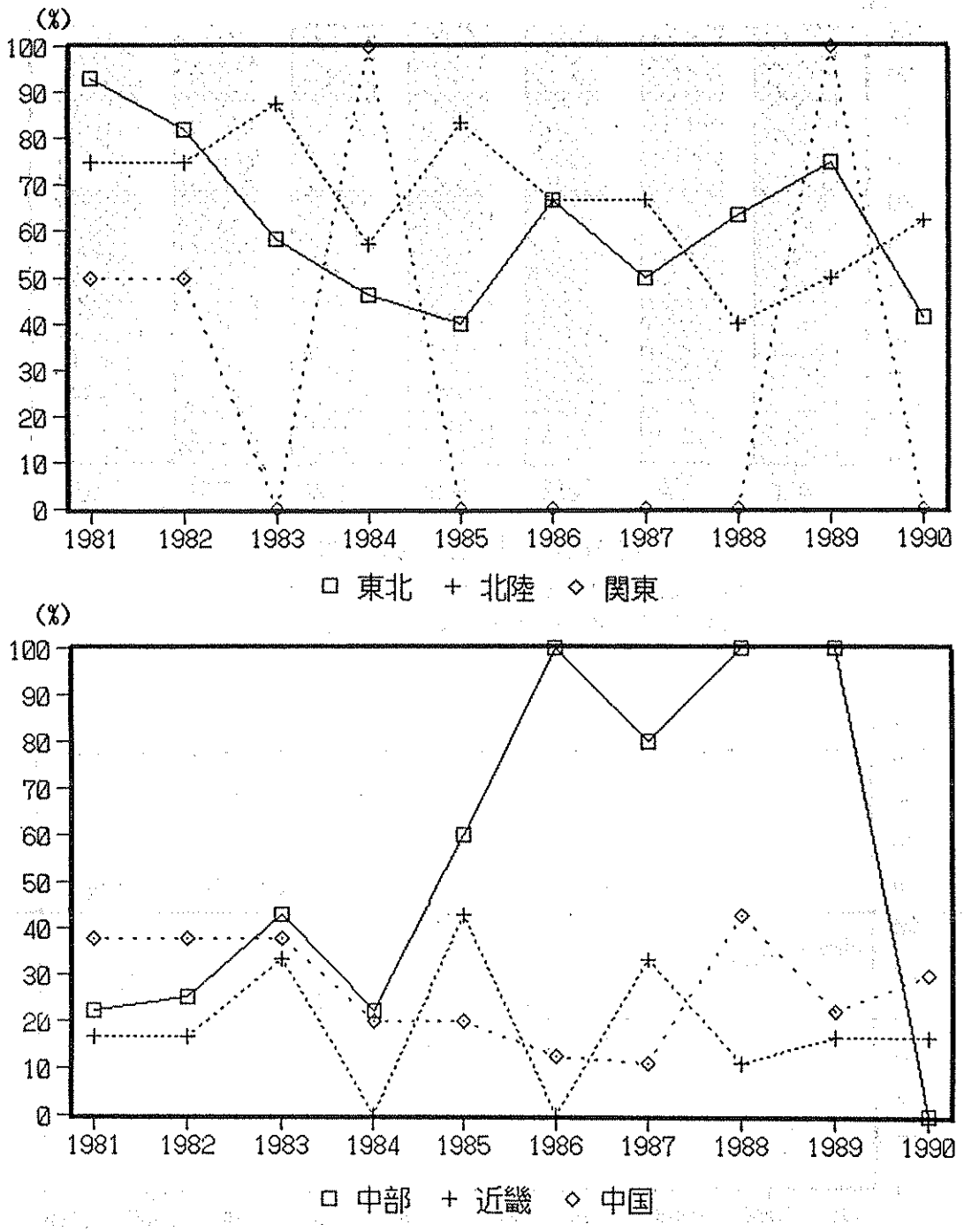


図6　地方別繁殖成功率の年変化

Fig. 6 Change of breeding success(1981-1990) for each district

表2　地方別の繁殖成功率ごとのつがい数
Table 2 Breeding success of Golden Eagle in 6 districts

繁殖成功率(%)	東北	関東	中部	北陸	近畿	中国	全国
0～ 20	1(6)					4(50)	5(11)
21～ 40	2(13)	1(50)	5(71)	1(13)	4(100)	2(25)	15(33)
41～ 60	1(6)		1(14)	2(25)		1(13)	5(11)
61～ 80	11(96)	1(50)	1(14)	2(25)		1(13)	16(36)
81～100	1(6)			3(38)			4(9)
合　計	16	2	7	8	4	8	45

＊繁殖成否が3回以上判明しているつがいについて取りまとめた。

繁殖成否が3回以上判明しているつがい，つまり，観察者が継続してよく観察しているつがいについて，つがいごとの追跡調査を行ない，繁殖率の分布を地方別に比較した（表2）．

繁殖成否が3回以上判明しているつがいは全国で45であった．東北は16つがいの内，11つがい（69%）が61～80%の高い繁殖成功率にあった．北陸は全体に繁殖率が高く，81～ 100%の高い繁殖率に8つがいの内，3つがい（38%）もランクされている．一方，近畿は4つがいすべてが21～40%と低い繁殖率で，中国は半数の4つがいが0～20%，全体の75%が繁殖率40%以下というきわめて低い繁殖率である．

(4)　繁殖失敗の原因

1986年以降の繁殖失敗の原因は8県29例の報告があった（表3）．人為的原因は13例で全体の45%を占めている．特に多いのは，巣の近くでの伐採で，その他，巣の近くでのダムや作業道の建設などの開発行為も繁殖失敗の原因となっている．また，新聞記者やアマチュアカメラマンが育雛期に巣に接近したために雛が死亡した例が2例報告されている．

自然要因では，巣の落下や巣の前に植物が繁茂して巣に出入りできなくなったために失敗した例が3例報告されており，営巣に適した場所が少ないことが繁殖成功率の低いことの一因であることが分かる．

また，卵がふ化しなかった例が5例も報告されており，原因は不明であるが，このことは明らかに巣立ち雛数の減少原因の一因であり，きわめて憂慮すべき事態である．とくに九州で唯一営巣場所の確認されている1つがいは1985年に生息が確認されて以来，1回も雛が巣立っておらず，九州のイヌワシ個体群の存続が危ぶまれる．

考察

1986年以降，未調査地域での調査が進み，新たに52箇所での生息が確認されたにもかかわらず，つがいの生息確認数は1987年の 124が最高で，1981－1985の報告で確認した 118（日本イヌワシ研究会，1986）とほとんど変わらなかった．逆に，これまでつがいの生息が確認されていながら，消

表3　繁殖失敗の原因（1986-1990）
Table 3 Cause of breeding failures(1986-1990)

要　　因	例　数
人為的要因	
巣の近くでの伐採	7
巣の近くでのダム工事	2
カメラマンの繁殖巣への接近	2
巣の近くでの作業道建設	1
ヘリコプターの往来	1
自然的要因	
巣の落下	2
雌が亜成鳥	2
病気*	2
親が餌を運搬せず	2
凍死（突風）	1
巣の前に植物が繁茂	1
長雨で餌が取れず（巣立ち雛）	1
不　明	
卵がふ化せず	5

＊ 病気の内1例は鶏死体からの感染の可能性があり，人為的要因とも考えられる。

滅してしまった場所が3箇所，生息ランクが低下した場所が29箇所もあり，イヌワシの生息環境が急速に悪化していることが推察される．

今後，秋田県・山形県・岐阜県など未調査地域の残されている地域で調査が進めば，新たに生息場所が追加される可能性はあるが，反面，消滅する生息場所が増加することは確実で，日本におけるイヌワシの生息数は調査が進んでもこれ以上大幅に増加することは期待できない．

イヌワシ個体群の総個体数の約20%が独立した若いワシとつがいになっていない成鳥で構成されている（Brown & Watson, 1964）とすると，日本のイヌワシの総生息数は，124つがいの場合は310羽となり，樋口・武田（1983）が推定した500羽よりはるかに少なく，絶滅危惧種の定義にあるとおり，「もしも現在の状態をもたらした圧迫要因が引続き作用するならば，その存続が困難な状態にある」（環境庁自然保護局野生生物課，1991）といえる．

つがい数の分布では，東北と北陸の占める割合が1985年までの5年間からさらに10.7%増加し，59%となっていたこと，繁殖率が東北・北陸は近畿・中国に比べて高いことから，イヌワシの生息環境が植林や山地開発の進む西日本から急速に悪化し，生息状況がきわめて危機的な状態になりつつあるものと思われる．

1986年から1990年までの繁殖成功率が1985年までの5年間より6.4%も低下し，巣立ちビナの確認数が31.5%も低下していることは，次期個体群を維持するイヌワシの生産数が急速に減少していることを示している．事実，今回の繁殖失敗原因に亜成鳥個体の繁殖群の参加が報告されており，このままの状態が続けば近い将来，現在生息するつがいの寿命が切れた時に加速度的に日本に生息するイヌワシの個体数は減少し，まさに絶滅の危機に陥ることが予想される（山崎，1987）．

179回の繁殖成功の内，2羽の幼鳥が巣立ったのはわずか3回しかなく，繁殖成否の判明したつがいの平均巣立ちビナ数は0.45羽であり，幼鳥が2羽巣立つことの多いアメリカスネークリバーの0.75羽（U.S.D.I., 1979）に比べてきわめて低い．2羽巣立つことがほとんどないことは，日本ではイヌワシの主要な餌であるノウサギ（MacGahan, 1968；Kochert, 1980;日本イヌワシ研究会，1984）の個体数が少ない上にイヌワシが狩りをできる草地などのオープンエリア（山崎，1985，1987）が少ないことによるものと思われる．冬期には落葉広葉樹林も狩りの場所となるが（山崎，1985，1987），最近は針葉樹の植林が増加しており，このことがイヌワシの平均巣立ちビナ数が低いことの一因になっていることも考えられる．

繁殖失敗原因の45%が直接的な人為的原因であったことは，針葉樹の植林や環境汚染等のイヌワシの生息環境への間接的な人為的影響のみならず，

山岳地帯における人間活動が日本のイヌワシを絶滅危惧種に追いやった最大の原因であると考えられ，イヌワシとそれを支える自然生態系を保護するには，山岳地帯における人間活動のあり方を十分考えねばならない．

繁殖失敗の内，5例は卵がふ化しないことによるものであった．海外では有機塩素系の農薬によるイヌワシの繁殖率の低下が報告されており(Lockie & Ratcliffe, 1964;Lockie, Ratcliffe & Balharry, 1969)，今後卵のふ化しない事例があれば，残留農薬検査を含めた詳細な総合検査を実施する必要がある．

おわりに

今回の調査により，日本のイヌワシがさらに危機的な状態に陥りつつあるあることが明らかになった．急速な繁殖率の低下は，まさに日本のイヌワシ個体群絶滅の警鐘であるとも言える．日本イヌワシ研究会ではこの事態を重視し，1991年から会の緊急主要事業として，繁殖率の低下を防ぐための「具体的な保護施策」を策定し，実践に取り組んでいる．

引用文献

Brown, L. H. & Watson, A. 1964. The Golden Eagle in relation to its food supply. Ibis, 106: 78-100.

樋口行雄・武田宗也　1983. ニホンイヌワシの分布と生息地の現状に関する調査報告．昭和57年度環境庁委託調査特殊鳥類調査：77－91. 環境庁，東京.

環境庁自然保護局野生生物課. 1991. 日本の絶滅のおそれのある野生生物－レッドデータブック－，122－123．自然環境研究センター，東京.

Kochert, M. N. 1980. Golden Eagle reproduction and population changes in relation to jackrabbit cycles: implications to eagle electrocutions. Pages 71-86. in: R. P. Howard and J. F. Gore, Eds. Proc. of A Workshop on Raptors and Energy Developments. 25-26. January. Boise, Id. Bonneville Power Admin., U. S. Fish and Wildlife Service, Idaho Power Comp. and Idaho Chapter of the Wildl. Soc.

Locie, J. D. & Ratcliffe, D. A. 1964. Insecticides and Scottish Golden Eagles. Brit. Birds 57: 89-102.

Locie, J. D., Ratcliffe, D. A. & Balharry, R. 1969. Breeding success and organochlorine residues in Golden Eagles in west Scotland. J. Appl. Ecol. 6:381-389.

McGahan, J. 1968. Ecology of the Golden Eagle. Auk 85: 1-12.

日本イヌワシ研究会　1984. 日本におけるイヌワシの食性. Aquila chrysaetos 2:1-6.

日本イヌワシ研究会　1986. 全国イヌワシ生息数・繁殖成功率調査報告（1981－1985）. Aquila chrysaetos 4:8-16.

重田芳夫　1974. 東中国山地のイヌワシ. 東中国山地自然環境調査報告：106-14

U. S. D. I. 1979. Snake river birds of prey special research report. Bureau of Land Manage., Boise District, Idaho. 142pp.

山崎亨　1985. 鈴鹿山脈におけるイヌワシの食性と獲物探索行動. 鳥　34：83.

山崎亨　1987. 第1回イヌワシ国勢調査－初めて明らかになった日本のイヌワシの現状. 私たちの自然　311：10-17.

Summary

(1) A study of the population and the breeding success of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Japan was conducted between 1981 and 1990.

(2) The habitats of the Golden Eagle were found in 23 of 47 prefectures in Japan.

Fukushima and Tokushima were added to the report of 1981-1985.

(3) The maximum number of pairs was 124 in 1987.

(4) 3 pairs had vanished from their ranges, and 29 pairs were endangered.

(5) The breeding success rate from 1986 to 1990 was 40.7% compared to 47.1% from 1981 to 1985.

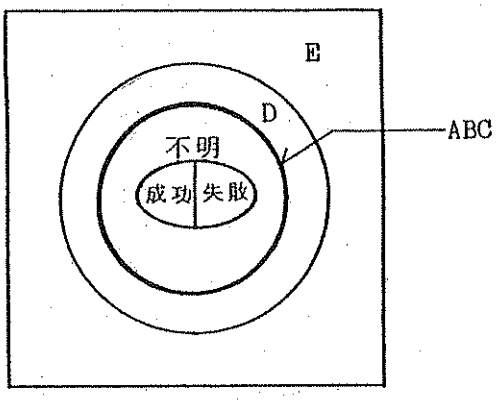
(6) In only 3 out of 179 cases, two youngs fledged.

(7) The mean production was 0.45 young fledged per nesting attempt.

(8) The cause of the breeding failure was identified in these cases. 13 failures were caused by human activities. In 5 cases, eggs were unhatched.

Key Words : Golden Eagle, Population study, Breeding success

付図1　生息ランクと繁殖成績の構成モデル



付表3　生息確認府県の地方区分

東北（岩手・宮城・秋田・青森・山形・福島）
北陸（新潟・富山・石川・福井）
中部（長野・岐阜）
関東（群馬・栃木・山梨）
近畿（滋賀・奈良・三重）
中国（兵庫・鳥取・岡山）
四国（徳島）
九州（大分）

付表2　生息ランクと繁殖成績区分

〔生息ランク〕

A　繁殖場所確認
（巣発見・造巣・抱卵・育雛・当歳鳥が確認された場所）

B　つがいの生息範囲がおおよそ分かっている

C　生息範囲が分からないが，つがいを確認

D　成鳥1羽のみ確認

E　情報・文献による生息の確認

Z　以前つがいで確認に生息していたが，消滅

〔繁殖成績〕

○　繁殖成功（少なくとも1羽の巣立ち）

×　繁殖失敗（中断を含む）

？　繁殖成否が不明または調査せず

付表1　イヌワシ生息・繁殖状況

No.＿＿＿＿

日本イヌワシ研究会

年イヌワシ生息・繁殖状況調査表　　報告地区名：＿＿＿＿（都・道・府・県）　報告者：＿＿＿＿＿＿

コード	生息初認日（状況）	生息状況	調査日数／人数	成績の状況	繁殖行動	繁殖成否	巣番号	産卵日（数）	孵化日（数）	巣立ち日（数）	幼鳥の終認日	繁殖失敗段階	繁殖失敗原因	備　考
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				
								（　）	（　）	（　）				

欧米を中心としたエコロジカルパーク等の自然回復事業に関する事例研究

エコロジカル・パーク研究グループ
阿部　治*

Practical Studies about Ecological Parks

Ecological Parks Research Group
Osamu ABE*

欧米で着手され始めたエコロジカル・パークやビオトープといった自然回復事業の現状を文献研究並びに現地調査により明らかにし，特に生涯学習としての環境教育的視点からわが国への応用と普及の可能性を探ることが本研究の目的である．今年度はそのための予備調査を行い，次年度の本調査における対象地域の選定を行った．

予備調査地域の対象としてはビオトープ（ドイツ），グランドワーク（イギリス），エンバイロンメンタル・ヤード（アメリカ）について情報収集を行った．中でも，エンバイロンメンタル・ヤードについては現地調査を行い，グランドワークについては，イギリスのグランドワーク事業団の日本ミッション招請に協力した．

予備調査の結果，ドイツのビオトープ，イギリスのグランドワーク，フランスのエコミューゼが，生涯学習型環境教育事業として非常に興味深い事例であることがわかり，本調査の対象事例とすることにした．これらの自然回復事業のわが国への適用の可能性を環境教育の視点から最終報告としてまとめる予定である．

キーワード：エコロジカル・パーク，ビオトープ，自然回復，生態系，環境教育

はじめに

本研究は，近年欧米で着手され始めたエコロジカル・パークやビオトープといった自然回復事業の現状を調査し，特に環境教育的視点からわが国への応用と普及の可能性を探ることが目的である．この目的達成のために1990年度は，1991年度本調査に向けた予備調査を行った．予備調査では，現在行われている自然回復事業の概観を文献研究及び現地調査により明らかにするとともに，本調査を行うにふさわしい対象地域の選定を行う．

本稿では，これら予備地域の結果得られた成果を報告し，併せて1991年度本調査の必要性について言及するものである．

1．自然回復事業の分類

現在，自然回復事業は様々な名のもとに行われている．特に，環境教育視点から行われているものとして注目できるものに校庭における自然回復事業がある．以下にあげる自然回復事業は，子供たちの生活空間としての校庭の環境教育的利用として特にユニークな活動であり，わが国に適用したい事例である．予備調査では特に以下の3つの事業について現地調査及び情報収集を行った．

(1) ドイツのビオトープ（Biotop）

ビオトープ（Biotop）という言葉は，ギリシャ語の生命等を意味する「bios」と，空間・場所・部屋等を意味する「topos 」の合成語である．ビオトープの語義は，生物が適応している物理化学的に均質な（生物の）生活空間(Lebenslaum)と言

*埼玉大学教育学部
Faculty of Education, Saitama University.

うことができる.

本来ビオトープは，地学的に最小な空間ゲオトープ（Geotop）や，生態学的に最小な空間エコトープ（Ekotop）と並んで発生した概念であったが，現在ではビオトープのみが用いられている．ビオトープはそれぞれの場所に応じて，数十種類のタイプに分類することができる．

例えば，バイエルン州は，都市開発や農業に平行して進められている自然保護政策の中で，州内を32の基準ビオトープタイプに分類している．また，ベルリンでは，種保護計画(Artenshutz-programme)の中で，やはり州内を56のビオトープタイプに分類している．ただし，最近では，こうした基準ビオトープ内に含まれると考えられるより小さな生活空間単位についてもビオトープとよばれる場合があり，ビオトープの語義は拡大され，広く用いられる傾向がみられる．

現在，ドイツではこうしたビオトープのネットワークづくりが盛んに行われており，学校には学校園（シュールガルテン），市街地の周辺部には市民農園（クラインガルテン）が創造されている．

(2) イギリスのグランドワーク（Groundwork）

グランドワークには「よりよい明日にむけての基盤整備」と「現場での創造活動」の２つの意味がこめられている．都市及びその周辺調査での環境の荒廃を防止し，新たな環境を創造していく活動であり，1970年代にイギリス政府の田園地域委員会によって着手された活動である．

1981年にグランドワーク事業団がつくられ，市民，行政，企業の３者のパートナーシップをもとに環境創造事業，環境教育，歴史的遺産の保全，都市と農村の結合といった様々な活動を行っている．特に環境創造事業の一環として行われている自然回復事業の多くは，ドイツにおけるビオトープのような生物の生活空間の確保を第一としたものではなくレクリエーション的利用の側面が強い．

しかし，これらの自然回復事業は環境教育の活動としてとらえられており，児童や市民の創意工夫をもとに校庭や空き地の緑化造成が行われている．わが国では，環境にかかわる活動のみにいえることではないが，市民と行政，市民と企業との連携はうまく行われているとは言い難い．この点で特にグランドワークで機能している市民・行政・企業間のパートナーシップは非常にユニークである．

グランドワーク事業団は，日本国内にグランドワークを紹介・定着させるために1991年６月に日本にミッションを派遣した．日本側（筆者も日本側委員の一人）も，グランドワークを適用すべく計画を進めている．

(3) エンバイロンメンタル・ヤード（Environmental Yard）

わが国でも広く知られているエンバイロンメンタル・ヤードは，カリフォルニア州バークレーにある，アスファルト舗装から「自然に戻された」ワシントン・スクール（小学校）の校庭のことである．

アスファルトの校庭は事故の原因となるばかりか精神面においても悪影響を与えているとの予測から，都市計画家のロビン・ムーア教授の指導で児童・教師・父兄が協力して校庭を造成しなおし，木製の遊具を備えた遊び場と池のある小さな森をつくったのがエンバイロンメンタル・ヤードの始まりである．

その結果，児童間，および児童と教師との関係は非常に良好なものとなり校庭が心安らぐ場所として機能している．エンバイロンメンタル・ヤードの創造は子供の発達を考慮した環境教育的環境の整備として位置づけられている．

筆者は1991年３月に予備調査の一環として現地調査を行った．その結果，このような校庭は，日本にも各地で見られるものであり，筆者にとっては，先進事例として紹介する価値はないように思われた．エンバイロンメンタル・ヤードが日本で知られるようになったのは，都市計画家がムーア氏の著作により啓発されたものと思われる．日本では，都市計画家が校庭づくりに関わる機会は，ほとんどないことから，前述のような誤解を生じたのではないかと思われる．

なお，日本の校庭づくりの事例として知られているものに，栃木県の氏家小学校（氏家町）がある．同校においても，児童・教師・父兄が協力しながら校庭に森や小川を造成し，環境教育に活用している．

2．本調査対象地域

前項で述べたエンバイロンメンタル・ヤードはバークレーの事例以外はまだ知られていない．このためエンバイロンメンタル・ヤードに関する調査は，筆者の行ったバークレーの現地調査及び文献資料で十分であると判断した．

一方，ドイツにおけるビオトープは非常に多彩であり，本調査を行うことが必要である．また，イギリスのグランドワークやエコミュージアムなどをとおしたユニーク事例があると思われるフランスは，それぞれ現地調査や予備調査を行っていないため，本調査が必要である．

以上の理由で，(1)ドイツ，(2)イギリス，(3)フランスを本調査の対象地として選定した．各対象地にはそれぞれドイツ語，英語，フランス語を使用可能な研究分担者が1991年夏～秋にかけて随時，訪問調査及び資料収集を行う予定である．

(1) ドイツのビオトープ

ドイツ（旧西ドイツ）ではいたるところビオトープの事例を観察することができるが，特に本調査対象地として，ニーダーザクセン州のズンダー（SUNDER）を選定した．かつての荘園農場であったズンダーは美しい自然に恵まれた場所であるが，今日，ドイツに於ける自然保全，環境保全のリーダー的組織であるドイツ自然保護連合（旧ドイツ鳥類保護協会）の環境教育センターとなっている．

ズンダーでは，「自然保護セミナー」として，年間約 100ものプログラムが組まれている．それらのプログラムは，自然保護・環境保護を扱った内容となっており，対象も青年セミナー，家族セミナー，成人セミナー，基礎課程，教員研修セミナー，研修休暇と分けられている．プログラムのテーマは以下に示すようなものであるが，これらのプログラムのベースにビオトープがある．このため，ドイツにおけるビオトープの実際を訪問調査するだけでなくズンダーを訪問し，いくつかのセミナーを体験することはビオトープを理解する上で非常に有益であると思われる．

プログラムのテーマは，「勉学や職業における生態学と自然保護」，「森林における生活空間を見いだす」，「トンボ」，「水辺を体験，理解して，守る」，「子供とする自然保護活動」，「コウモリ」，「ビオトープ地図の作成」，「植物浄化装置」，「湿地帯の生態学」，「中央ヨーロッパの生活空間」，「身近な植物を知る」，「耕地の生活空間」，「コウノトリの保護」，「菌類の生活空間」，「木・藪・巣箱」，「環境教育」，「実践的自然保護」等である．

(2) イギリスのグランドワークとエコロジカル・パーク

現在イギリスには全国に約30箇所のグランドワークトラストが存在している．これらの中で最も先進的な活動を展開しているとともに環境教育活動にも力を入れているウェールズのMethye Tydfilトラストを事例に具体的なグランドワークの展開について調査する．併せて，グランドワーク事業団本部においてグランドワークの事業活動全般とパートナーシップについて調査を行う．

また，イギリスでは，都市公園等に生態系を回復させ，自然回復と環境教育に利用するエコロジカル・パークが存在する．本調査においては，このエコロジカル・パークのシステムについても併せて調査する．

(3) フランスにおけるエコミュージアム

エコミュージアムは1971年にフランス人のアンリ・リビエールによって考えられたまったく新しい考え方の博物館である．それは，地域全体を生活と環境を守り，育成する博物館とすることであり，具体的には，地域の自然・文化・産業を生かしながら，地域住民と部外両者との交流をはかることである．

このエコミュージアムの思想は，わが国でも急速に消滅しつつある農村風景の保全を考える際に

は欠かすことができない思想である．すなわち，エコミュージアムとしての活用を前提とした農村の生活基盤の確保が可能ならば，近年のリゾート開発などによる環境破壊の防止につながるからである．また，農林水産省が来年度の施策として打ち出した農村風景の積極的創造と保全という意味では，まさにエコミュージアムは農村風景の創造・復元につながるものとして期待される．

おわりに

本調査をもとにビオトープ，エンバイロンメンタル・ヤード，グランドワーク，エコロジカル・パーク，エコミュージアム等の自然回復事業について，わが国に適応可能なのか，もし可能とすればどのようなシステムにしたならば可能かを特に環境教育視点から最終報告としてまとめる予定である．

Forest Structure, Floristic Composition and Dominance of Species of Lowland, Hilly and Swamp Tropical Rain Forests in East Kalimantan, Indonesia

Ach. Ariffien BRATAWINATA*

Summary

From the field reseach and data processing it may be concluded that :

1. Forest communities in lowland tropical primary forest have a greater number of tree species occupying tree layers, and have more emergent trees than in hilly or in swamp forest.
2. Many tree species, especially the Dipterocarp variety occupying the habitat of swampy lowland tropical forest can not adapt well with their neighbours. The forest community in swampy tropical forest is poor in species of trees but rich in liana and epiphytes.
3. A decrease of residual trees in logged areas in lowland and swamp forest is a loss, due to uncontrolable selective cutting being practiced.
4. The effect of absolute selective cutting in lowland and swamp forest reduces the number of species, of genus trees.
   Absolute selective cutting means that the cutting of trees should concern the minimun tree diameter of at least 50cm : and volume per hectare to be cut should be 50～60m^3.
5. A different type of logging system in hilly forest is not absolute but limited selective cutting. It means that trees with minimal diameter of 50cm are cut and a maximal volume of 40m^3/ha.
   The effect of limited selective cutting in hilly forest has increased species community of residual trees in logged over areas after eight years have elapsed.
6. The species composition of post logging as new regeneration will appear according to the degree of open canopy damage, and based on the consequences of high level of radiation reaching the ground.
7. Because of canopy loss as a result of logging operation in the areas observed, secondary forest tree species (pioneer species) have emerged such as *Macaranga triloba, M. hypoleuca, M. gigantea, Mallotus arinatus, M. affinis, M. leucodermis, Schinia walichii* and *Ficus spp.*

* Faculyt of Forestry, Mulawarman University, Indonesia.
インドネシア，ムラワルマン大学林学部

I. INTRODUCTION

This report is a terminal report on based research carried out in the three forest types namely the lowland tropical Dipterocarps forest land forest hilly and the swamp tropical mixed forest in East Kalimantan, Indonesia. Forest area in East Kalimantan is about 21 million hectares of which about 17 million is of mixed Dipterocarp forest. Past and present destruction and forest exploitation as well have decreased the area of primary forest. Studies on the vegetation of the tropical rain forest have been undertaken at the Malaysian forest areas [e.q. Ashton (1964), Wyatt-Smith (1964), Poore (1968), Kartawinata (1975)] and also general accounts of the altitudinal zonation of the tropical rain forests of the Malaysian region are available in van Steenis (1934, 1972), Richards (1936, 1952), Troll (1975), Meijer (1965), Burgess (1969), Whitmore (1975), Yamada (1975), Martin (1977), Bratawinata (1986).

Based on structure and physiognomy Davy (1938) divided forests into several formation types; these can be futher divided into floristic zones according to their floristic composition (Symington, 1943). The objective of this study is to get information on the lowland tropical. Hilly and swamp tropical mixed forest as to:

1. Family, genus and species composition from each forest type
2. Number of individual trees and sapling.
3. Species importance value (e.q. frequency, density and basal area).
4. Structure of vegetation.

The fund of this research was donated by the Nature Conservation Society of Japan (NACS-J). The Subject of study is very important and till now the information of the tropical forest environment of Indonesia is very limited.

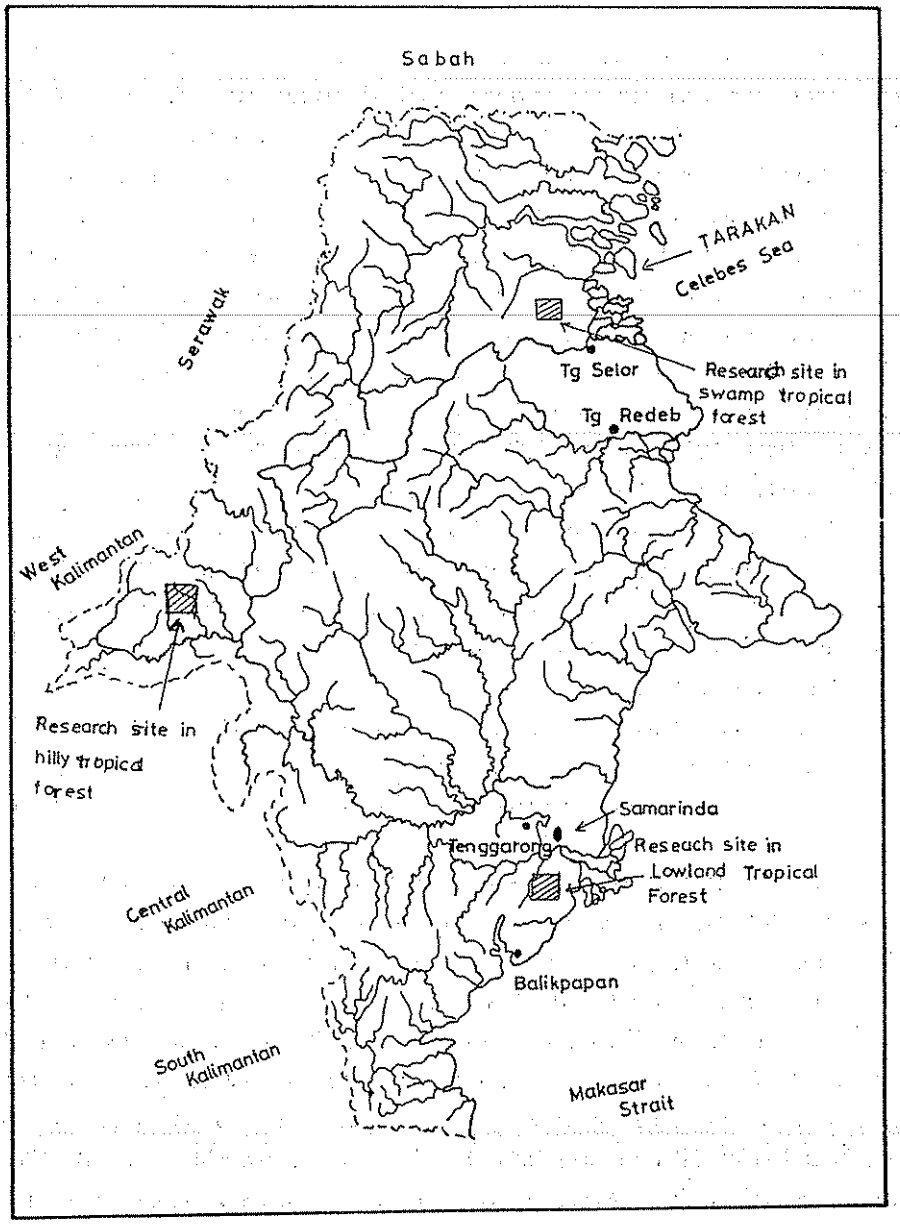
The author wishes to give his heartful thank special to Prof. Dr. Makoto Numata President, Mr. Masahito Yoshida General Director, Mr. Yoshifumi Mori Director of NACS-J, to Prof. Dr. Tatsuyoshi Ishikawa and to the Government of JAPAN. Sincere gratitude should also be expressed to the following persons to Dr. Maeda Team Leader JICA in Samarinda, Mr. Rahardjo Benyamin Director of INHUTANI Forest Concession, Mr. Gunawan general Director of Radamas Timber Concession in East Kalimantan.

II. DESCRIPTION OF THE PLOTS

A. The Lowland Tropical Dipterocarps Forest(± 50 m alt.)

In this case, research plots were placed at Bukit Soeharto forest which is a natural forest conservation; located at 0° 50′ S, 116° 55′ E and about 50 m above sea level, approximately 54 km south from Samarinda city or 56 km North

East Kalimantan



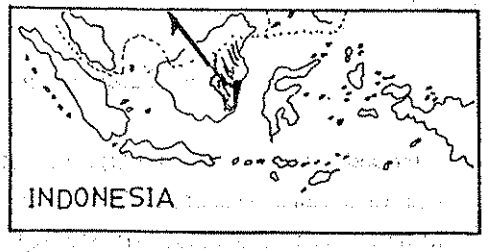


Fig. 1. Research plots in three forest types

from Balikpapan city.

Climate : Annual precipitation 2000 mm, the relative humidity is always high between 65 - 85%, average daily temperature is 28.3℃ in minimum and maximum 32℃.

Characteristics of forest : Heterogenous composition 4 strata of stand canopies rich of Number of species.

B. The Hilly Tropical Dipterocarps Forest(± 600m alt.)

Location plots were established at 600 m on the site of Long Pahangai, Kutai. This area is situated at 0 ° 51′ S, 114° 30′ E, approximately 350 km North - west direct line from Samarinda or about 10 hours long need by speed boat or three days and two nights needed by Long boat (little boat) from Samarinda to the location.

Climate : Annual precipitation about 4101 mm, the relative humidity is arround 85%, average monthly temperature 27℃(maximum 30℃ and minimum 24℃).

Characteristics of forest : Heterogenous composition; 4 strata of stand canopies, rich of Number.

C. The Swamp Tropical Mixed Forest

Site location of research is on the swamp forest in Sungai Betayau, Bulungan. This was situated at 3° 04′ N, 117° 7′ E and approximately 420 km North direct line from Samarinda or 1 hour fourty minutes long needed from Samarinda to Tarakan by air plane and countinue 4 hours from Tarakan to the location by long boat.

Climate : Amount of 4000 mm annual rain fall, average temperature 26 ℃(minimum and 32℃ maximum) and humidity about 75 - 85%.

Characteristics of forest : Heterogenous composition of 4 strata, poor of species number, rich of liana and epiphytes.

Positions of the three sites are shown in Fig.1.

Ⅲ. METHODS

Temporary ecological plots were established at different forest types and altitudes (primary, logged over area, lowland and swamp forest) in what being considered to be representative examples of the forest in conditions and altitude. The type and its conditions are outlined below:

Forest type	Forest conditions
1. Lowland Tropical Dipterocarps Forest(±50 m alt.), in Bukit Soeharto, Samarinda.	a. Primary Forest b. Logged over area
2. Hilly Tropical Dipterocarps Forest(±600 m alt.), in Long Pahangai, Kutai.	a. Primary Forest b. Logged over area
3. Swamp Tropical mixed Forest, in Betayau, Bulungan.	a. Primary Forest b. Logged over area

Four 50×50m plots were accurately and carefully chosen in each forest condition. All the trees of 10 cm and over in diameter at breast height (DBH) were identified. Species of each tree, number of individuals, DBH, and height were measured. Thirty two of 5 × 5m subplots were chosen systematically for the sampling investigation of 2 - 10 cm in DBH.

Analysis of data of dominated species was done using the formula of importance value (IV). This formula is usefull for sampling and trees (Curtis, 1959) as follows:

Importance value (IV) = Relative frequency (RF) + Relative density (Rd) + Relative dominancy (Rdo).

where : $Rf = \frac{\text{Frequency of a species}}{\text{Sum frequency of all species}} \times 100$

$Rd = \frac{\text{Number of individuals of a species}}{\text{Total number of all species}} \times 100$

$Rdo = \frac{\text{Dominance of a species}}{\text{Sum dominance of all species}} \times 100$

IV. RESULT AND DISCUSSION

A. Stratification

1. The Lowland Tropical Dipterocarps Forest(± 50m alt.)

The profile diagram of the stand shows a primary forest whose taller trees like giant trees (emergent trees) are usually above 50 m high. The emergent trees are dominated by the species of the *Dipterocarpaceas* family e.g. *Shorea smithiana, S. laevis, S. leprosula, S. ovalis, S. acuminata, Drybalanops aromatica, Dipterocarpus cornutus, D. conterba,* and *D. caudatus.* The next domination are *Burseraceae* and *Lauraceae.* The species from the *Burseraceae* family are *Dacryodes rostrata, Canarium lithorale, C. odontophyllum* and from *Lauraceae* family are *Litsea angulata, Eusideroxylon zwageri.* Illustration of the crowns

model of the higher stratum (A layer) is commonly discontinous one crown to another. The stand consists of five layers including ground vegetation can be considered to have the following maximum heights:

Stratum	Approximate maximum heights (m)
A	55
B	34
C	22
D	11
E	2

Shrubs, palms and regeneration are of common occurrence in the undergrowth.

2. The Hilly Tropical Dipterocarps Forest(± 600 m alt.)

The layer of stand canopies on the hilly primary forest have four tree strata. The dominant trees in high come from higher stratum or emergent trees like *Dipterocarpus cornutus, Shorea laevis, S. glabra, S. lamelata, S. leprosula S. macrophylla* species these species are from *Dipterocarpaceae* family;from the *Burseraceae* family are *Dacryodes rostrata, Santiria graffithii, S.tomentosa, S.auriculat;* the other species are *Dehaasia caesia* from *Lauraceae* and *Kompassia exelsa* from *Fabaceae* family. The five tree strata including ground vegetation may be considered to have the following maximum heights:

Stratum	Approximate maximum heights (m)
A	66
B	47
C	20
D	9
E	2

3. The Swamp Tropical Mixed Forest

The swamp forest area in the research plots was flooded by Betayau river has characteristics of forest as height buttressing, stilt roots, knee roots system, low to height branching trunks of trees, rich woody climbers and epiphyt, emergent trees which a maximum height 60 m. The five tree strata including ground vegetation can be considered to have the following maximum heights:

Stratum	Approximate maximum heights (m)
A	60
B	45
C	25
D	7
E	2

Same as the emergent trees having a height between 50 - 60m, species of this forest such as *Alstonia pneumatophora (Apocynaceae), Shorea leprosula, S. balangeran, Dipterocarpus gracilis (Dipterocarpaceas), Myristica villosa (Myristicaceae)* and *Lophopetalum javanicum (Celastracease)* area the most dominant trees. In under layer trees A (B and C stratum) which have species dominated by *Eugenia spp. (Myrtaceae)* crowns of the stratum A and B which are tend to be discontinous layer from one another. At the stratum B itself is commonly homogeneous layer, where crowns are connected each other.

B. Floristic Composition

1. The Lowland Tropical Forest (± 50 m alt.)

1.1. Trees

A list of trees in the primary and logged over area is shown in the Table 1. A difference of the total number of individual trees between in the logged over area and in the primary forest is of -30%, the number of species -21.76%, genus -15.0%, family is -17.6%, and basal area +12.5%.

a. Primary Forest

The ratio between *Dipterocarp* and *Nondipterocarp* tree species in the primary forest is 1:11, where for the number of individuals 1:6 for basal area 1:2.6 (Appendix 1). The species of *Dipterocarp* occupied by *Cotylelobium sp., Vatica sp., Hopea sp., Dipterocarpus caudatus, Dipterocarpus cornutus, Shorea retinoides, S. ovalis, S. laevis, S. parpifolia, S. acuminata* and *S. leprosula.*

Table 1. Comparison of Number of Species, Genus, Family, Individual and Basal Area of Trees between in the Primary Forest and in the Logged Over Area in Lowland Tropical Forest, Bukit Soeharto, Samarinda

Forest type	Number of Species	Number of Genus	Number of Family	Number of Individuals	Total Basal Area (m^2)
Primary Forest	147	73	34	230	48
Logged Over Area	115	62	28	161	54
Difference	-21.76%	-15.07%	-17.65%	-30%	+12.5%

The best ten dominant in the primary forest (Table 2 and appendix 1.) were *Shorea laevifolia, Shorea smithiana, Shorea laevis, Shorea ovalis,*

Shorea leprosula (Dipterocarpaceae), *Eusideroxylon zwageri*, *Litsea costulata* (Lauraceae), *Diospyros Macrophylla* (Ebenaceae), *Eugenia sp.* (Myrtaceae) and *Mallotus affinis* (Euphorbiaceae).

Table 2. List of Importance Value (IV) of Trees from the Best Ten Value in the Lowland Primary Tropical Forest, Bukit Soeharto, Samarinda

No.	Species	IV (%)
1.	*Shorea laevifolia*	13.61
2.	*Shorea smithiana*	12.06
3.	*Shorea laevis*	11.97
4.	*Eugenia sp.*	11.65
5.	*Shorea ovalis*	9.71
6.	*Shorea leprosula*	9.14
7.	*Eusideroxylon zwageri*	8.50
8.	*Litsea costulata*	8.34
9.	*Diospyros macrophylla*	6.47
10.	*Mallotus affinis*	5.89

b. Logged Over Area Forest

Appendix 2 shows that the ratio between dipterocarp and nondipterocarp species is, 1 : 10 in number of species, 1 : 11 in number of individual trees and total basal area 1 : 6. The presence of Dipterocarps species in the logged over area are *Shorea laevis*, *S. smithiana*; *S. ovalis*, *S. sp.*, *Vatica sp.*, *Hopea sp.*, *Hopea sangal*, *Cotylelobium burchii*, *Dipterocarpus gracilis*, *Dipterocarpus cornutus*. The most dominant species (Table 3) of *Dipterocarps* species are *Shorea laevis* and *Cotylelobium burchii*. Futher from: *Euphorbiaceae* are *Macaranga hypoleuca*, *Macaranga triloba* (pioneer species), *Moraceae* is *Ficus*; *Melastomataceae* is *Pternandra azurae*; and *Burseraceae* is *Canarium sp.*, and *C. littorale*.

1.2. Sapling

A comparison of the number of species, genus and family between in the primary forest and in logged over area is shown in Table 4. A difference of the total number of Individuals sapling between in the logged over and in primary forest is +0.91%; which for number of species genus, and family and basal area are -6.29%, -3.17%, -6.90% and 0%.

Table 3. List of Importance Value (IV) of Tree Species from the Best Ten of Value in the Lowland Logged Over Forest, Bukit Soeharto, Samarinda

No.	Species	IV (%)
1.	*Shorea laevis*	18.02
2.	*Cotylelobium burchii*	11.56
3.	*Macaranga hypoleuca*	7.18
4.	*Eugenia sp.*	6.54
5.	*Shorea ovalis*	6.36
6.	*Shorea leprosula*	6.26
7.	*Eusideroxylon zwageri*	5.93
8.	*Pternandra azurae*	5.91
9.	*Canarium spacrophylla*	4.90
10.	*Canarium littorale*	4.48

Table 4. Comparison of Number Species, Genus, Family, Individual and Basal Area of Sapling between in the Primary Forest and in Logged Over Area in Lowland Tropical Forest, Bukit Soeharto, Samarinda

Forest type	Number of Species	Number of Genus	Number of Family	Number of Individuals	Total Basal Area (m^2)
Primary Forest	127	63	29	5,338	25
Logged Over Area	119	61	27	5,388	25
Difference	-6.29%	-3.17%	-6.90%	+0.94%	0%

a. Primary Forest

A composition ratio between *Dipterocarp* and *Nondipterocarp* saplings in the primary forest is 1 : 11 of number of species, 1 : 5 of number of individuals and 1 : 5 of basal area (Appendix 3). The presence of *Dipterocarp* sapling in the plots was *Cotylelobium burchii, Hopea sangal, Dipterocarpus contenba, Dipterocarpus cornutus, Dipterocarpus fracilis, Shorea leprosula, S. Smithiana, S. oarvifolia, S. javanica, S. acuminata, S. ovalis and S. laevis.* The most importance values (IV) of sapling (Table 5) are *Shorea laevis, S. leprosula, S. ovalis (Dipterocarpaceae), Palaquium macrophyllum (Sapotaceae),*

Baccaurea microcarpa, Mallotus affinis (Euphorbiaceae), Litsea angulate (Lauraceae), Milletia sericeae (Fabaceae), Urophllim rubrum (Rubiaceae) and *Myristca iners (Myristicaceae).*

Table 5. The Best Ten Importance Value of Sapling in the Lowland Primary Tropical Forest(± 50 m alt.), Bukit Soeharto, Samarinda

No.	Species	IV (%)
1.	*Palaquium macrophyllum*	14.93
2.	*Shorea laevis*	12.95
3.	*Baccaurea microcarpa*	11.27
4.	*Shorea leprosula*	11.10
5.	*Mallotus affinis*	10.17
6.	*Milletia sericeae*	9.96
7.	*Litsea angulata*	8.44
8.	*Urophllum rubrum*	7.75
9.	*Shorea ovalis*	6.41
10.	*Myristica iners*	6.28

b. Logged Over Area

The ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp saplings in the logged over area forest for the number of species 1 :15, the number of individual trees 1 : 6, of individuals of trees 1 : 7 of basal area (Appendix 4). The presence of regeneration of Dipterocarp species in the plots was *Dipterocarpus cornutus, S. ovalis, S. smithiana, S. laevifolia, S. laevis, S. acuminata, S. leprosula, Vatica cineria.* In Table 6, the best ten of dominant sapling are *Shorea laevis, S. smithiana, S. leprosula, Vatica cineria* (all of *Dipterocarpaceae), Milletia sericeae (Fabaceae), Mallotus affinis (Euphorbiaceae), Diospyros borneensis (Ebenaceae), Urophyllum macrophyllum (Rubiaceae), Horsfieldia grandis (Myristicaceae),* and *Euricoma longifolia (Simarubaceae).*

2. The Hilly Tropical Dipterocarp Forest (± 600 m in alt.)

2.1. Trees

Differences of the number of species, the number of individual trees, genus, family and basal area between in the logged over area forest and in the primary forest area are each of -18.18%, +8.06% in the genus, +33.3%, +3.32%, and 0% (Table 7.).

Table 6. List of Importance Value of Sapling from the Best Ten Species in the Logged Over Area Bukit Soeharto, Samarinda.

No.	Species	IV (%)
1.	*Shorea laevis*	12.79
2.	*Shorea smithiana*	9.25
3.	*Milletia sericeae*	7.95
4.	*Shorea leprosula*	6.80
5.	*Mallotus affinis*	6.77
6.	*Diospyros borneensis*	6.46
7.	*Vatica cineria*	6.22
8.	*Horsfieldia grandis*	5.79
9.	*Euricoma longifolia*	5.72
10.	*Urphyllum macrophllum*	5.67

Table 7. Comparison of Number Species, Genus, Family, Number of Indiviuals and the Basal Area of Trees between in the Logged Over Area and in the Primary Forest in the Hilly Tropical *Dipterocarps* Forest, Long Pahangai, Kutai.

Forest type	Number of Species	Number of Genus	Number of Family	Number of Individuals /ha	Total Basal Area (m^2)/ha
Primary Forest	132	62	24	241	41.51
Logged Over Area	108	67	32	249	51.0
Difference	-18.18%	+8.06%	+33.3%	+3.32%	+0.22%

In Table 6. it seems that the number of genus, family and individual number of trees on the logged over area forest are more than if it is on the primary forest. Losses of canopy of stand were serious as a result after logging in some areas. By opening the canopy of trees of the stand can be the pioneer species and will be growth well. The pioneer species is than grow is secondary tree species such as *Macaranga spp.*, *Anthocephallus spp.*, *Nauclea spp.*, *Schima spp.* Some characteristics of the pioneer species are fast growing ones, short term life, needlot of light intensity for life, every time produce seeds by plenty in

number, smaller size of seed, number of species and genera as will per family are few if compared with the local species such as Dipterocarp species.

a. Primary Forest

The most common dipterocarp species : *Shorea leprosula, S. selamica, S. lamellata, S. palembanica, S. beccariana, S. smithiana, S. parnifolia, S. bractealata, Hopea myrtifolia, Dipterocarpus sp.*, and *D. gracilis.* Comparison Ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp tree species 1 : 12 of species number, 1 : 4 of number of indiviuals trees and 1 : 2 of basal are (Appendix 5). In Table 8, it is shown that the best ten of most dominant trees of Dipterocarp species: *Shorea smithiana, S. becariana, S. leprosula, S. lamelata, S. parvifolia,* and of Nondipterocarp species: *Cleistantus iriantus, Litsea macrophylla, Litsea firma, Eugenia oblongifolia, Eugenia grandis.*

Table 8. List of Importance Value (IV) of Trees from the Best Ten Species in the Hilly Tropical Primary Forest, Long Pahangai, Kutai.

No.	Species	IV (%)
1.	*Shorea smithiana*	30.37
2.	*Shorea beccariana*	22.43
3.	*Shorea leprosula*	19.17
4.	*Shorea lamelata*	12.31
5.	*Shorea parvifolia*	9.63
6.	*Baccaurea griffithii*	6.96
7.	*Diospyros macropylla*	4.43
8.	*Litsea firma*	4.40
9.	*Eugenia oblongi folia*	4.24
10.	*Eugenis grandis*	4.24

Eusideroxylon zwageri (Bornean iron wood), one of species from Nondipterocarp, is not a dominant species in hilly forest, this case is different if it is in the lowland forest whose the species concerned is a dominant in terms of individual number of trees, also of basal area.

b. Logged Over Area

The ratio between dipterocarp and nondipterocarp trees in the logged over area hilly forest is 1 : 7 as the number of species, 1 : 4 of the number of individuals trees 1 : 3 of basal area (Appendix 6). Dipterocarp species is most

dominant in number of individual and in basal area. This is an effect of open canopy and reduced of density of stand to stimulating diameter growth of young trees. The species of Dipterocarp occupying this forest area are *Shorea sp.*, *S. leptoccados*, *S. johoriensis*, *S. oblongifolia*, *S. leprosula*, *S. smithiana*, *S. pinanga*, *S. parvifolia*, *S. leavis*, *S. siminis*, *Parashorea sp.*, *Dryobalanops aromatica*, *Hopea dryobalanoides*. The most dominant species in this forest: *Shorea siminis*, *S. oblongifolia*, *S. leprosula*, *S. ovalis*, *Dryobalanops aromatica* (all of Dipterocarpaceae) and of Nondipterocarpaceae: *Eugenia oblongifolia* (Myrtaceae), *Eusideroxylon zwageri* (Lauraceae), *Diospyros macrophylla* (Ebenaceae), *Scaphium nacropodum* (Sterculiaceae), and *Macaranga triloba* (Euphorbiaceae) is a pioneer species (Table 9).

Table 9. List of Importance value (IV) of Trees from the Best Ten Dominant Species in The Hilly Logged Over Area, Long Pahangai, Kutai.

No.	Species	IV (%)
1.	*Shorea siminis*	17.97
2.	*Eugenia oblongifolia*	14.00
3.	*Shorea oblongifolia*	11.94
4.	*Eusideroxylon zwageri*	11.62
5.	*Diospyros macrophylla*	11.51
6.	*Dryobalanops aromatica*	8.59
7.	*Scaphium macropodum*	6.84
8.	*Shorea leprosula*	6.55
9.	*Shorea ovalis*	6.19
10.	*Macaranga triloba*	5.60

2.2. Sapling

List of sapling in the hilly primary forest and hilly logged over area is shown in Table 10. Differences of the total number of individuals, species, genus, family and basal area between in the logged area and the in primary forest are +16.25%, +30.0%, +19.05%, 10.26% and 0%, respectively. The total number of sapling in the logged over area is more abundant than in the primary forest. The natural regeneration especially of Dipterocarps species is more intense and abundant in logged over areas rather than in the primary forest commonly natural regeneration is most abundant on the spots with little open canopies.

Table 10. Comparison of the Number of Species, Genus, Family Number of Individual Trees and the Basal Area of Sapling between in the Primary Forest and in the Logged Over Area in Hilly Forest, Long Pahangai, Kutai.

Forest type	Number of Species	Number of Genus	Number of Family	Number of Individuals /ha	Total Basal Area (m^2)/ha
Primary Forest	80	40	21	4,875	12.5
Logged Over Area	93	52	25	5,375	12.5
Differnce	+16.25%	+30.0%	+19.05%	+10.26%	0%

a. Primary Forest

Ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp sapling in the primary forest is 1 : 5 of species number, of the number of species, 1 : 4 of the number of individual, and 1 : 4 of basal area (Appendix 7). The species of Dipterocarp are occupied by *Shorea leavis, S. oblongifolia, S. smithiana, S. johoriensis, S. mangarawan, S. leprosula, S. leptoclados, S. lamelata, S. pinanga, S. parvifolia, Dipterocarpus sp., D. cornutus, D. caudatus, Hopea sangal, Vatica sp., V. bancana.* The most dominant sapling: *Shorea laevis, S. leprosula, S. parvifolia* (all

Table 11. The Best Ten Importance Value (IV) of Sapling in the Hilly Tropical Forest (± 600 m alt.), Long Pahangai, Kutai.

No.	Species	IV (%)
1.	*Irvingia malayana*	18.37
2.	*Baccaurea recemosa*	18.22
3.	*Shorea leavis*	14.94
4.	*Eusideroxylon zwageri*	9.97
5.	*Shorea leprosula*	9.06
6.	*Litsea firma*	7.68
7.	*Milletia*	7.75
8.	*Lithocarpus conocarpus*	6.85
9.	*Kompassia malacensis*	6.65
10.	*Shorea parvifolia*	6.21

of Dipterocarpaceae), *Irvingia mayana* (Simarubaceae), *Baccaurea racemosa* (Euphorbiaceae), *Eusideroxylon zwageri*, *Litsea firma* (both of Lauraceae), *Milleti a serecea* (Fabaceae), *Lithocarpus conocarpus* (Fagaceae), and Kompassia *malacensis* (Fabaceae), Table 11 shown this case.

b. Logged Over Area

The ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp sapling in the logged over area hilly forest is 1 : 16 of the number of species, 1 : 6 of the number of individauals, and 1 : 4 of the basal area (Appendix 8). Dipterocarp species are in this plot such as *Shorea siminis*, *S. parvifolia*, *S. leprosula*, *S. laevis*, *Dipterocarpus becarii*, and *Dryobalanops lanceolata*. The number of species of Dipterocarpaceae is few, but for the number individuals is abundant, 1/4 times the total number of all individual trees. Four out of six species of Dipterocarpaceae were dominant such as *Shorea laevis*, *S. siminis*, *Dipterocarpus becarii*, *Dryobalanops lanceolata*, others dominant species are *Eusideroxyln zwageri* (Lauraceae), *Macaranga gigantea*, *Macaranga hypoleuca*, *Mallotus lencodermis* (all of Euphorbaceae), *Polyalthia curtisii* (Annonaceae) and *Schima walichii* (Theaceae) Table 12.

Table 12. The Best Ten Importance Value (IV) of Sapling in the Hilly Logged Over Area (± 600 m alt), in Long Pahangai, Kutai.

No.	Species	IV (%)
1.	*Eusideroxylon zwageri*	15.92
2.	*Shorea laevis*	14.01
3.	*Shorea siminis*	12.89
4.	*Macaranga gigantea*	11.68
5.	*Macaranga hypolenca*	11.28
6.	*Dipterocarpus becarii*	10.84
7.	*Mallotus leucodermis*	9.47
8.	*Dryobalanops lanceolata*	9.39
9.	*Polyalthia curtisii*	8.47
10.	*Schima walichii*	6.89

A similarity of the dominant species between primary and logged over forest in hilly forest of Bornean Iron Wood *(Eusideroxylon zwageri)*. It is very dominant in terms of number of individual, and frequent appear on the forest floor. Dominant species of pioneer species are *Macaranga gigantea*, *M. hypoleuca*,

Mallotus leucodermis and *Schima walichii*. The come out from the logged over areas.

3. Swamp Forest

The condition of swamp forest in research plot has more humus than soil with forest having normal drainage. It is poor number of species if compared with drainaged forest, usually rich with ground vegetation like Pandanus and Cyperus (grass species), plenty of trunks (buttresses or stilt rootes), a common of shallow root system. Some of species have plank root system like *Shorea balangeran, S. leprosula, S. compressa, Hopea becarii, Vatica sp., Canarium sp.* Stilt root is of *Pternandragalata, Artocarpus dadah, Ficus spp., Lophopetalum javanicum,* has knee root commonly if the species appears another species will follow like *Eugenia spp., Dyera costulata* and *Cratoxylon orborescens*. This forest is usually influenced by Betayau river.

3.1. Trees

The number of tree species and the number of individual trees per ha in swamp primary or in logged over area forest are fewer than in lowland tropical or in hilly tropical forest. There are only 63 species in primary swamp forest and 50 species in logged over area forest. The number of trees per ha is 400 individuals in primary swamp forest and 382 individuals in logged over area forest. A comparison of number of species, genus, family, number of individual and basal area of trees per hectare between in the logged over and in the primary forest are -11.11%, -2.44%, 0%, -48.73% and 33.25%, respectively (Table 13).

In Table 13, effect of selective logging was not occured to reduce the number of species in logged over area, but the number of individuals and total area were done.

Table 13. Comparison of the Number of Species, Genus, Family, Number of Individual, and the Basal Area of Trees in the Primary and Logged Over Forest, Sungai Betayau, Bluungan.

Forest type	Number of Species	Number of Genus	Number of Family	Number of Individuals /ha	Total Basal Area (m^2)/ha
Primary Forest	63	42	23	197	32.0
Logged Over Area	56	41	23	101	22.0

a. Primary Swamp Forest.

The ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp for tree species is 1 : 9, 1 : 17 for individual trees, 1 : 7 of basal area (Appendix 9). The number of individual trees of Dipterocarps is fewer than in the lowland or in the hilly Dipterocap forest. The species of Dipterocarp occupied in primary swamp forest are *Shorea sp, S. compresa, S. leprosula, S. balangeran, Hopea becariana, Dipterocarpus gracillis*. The most dominant species (Table 14) of Dipterocarp was *Shrea balangeran* and *S. leprosula*, whereas of Nondipterocarp: *Lophopetalum javanicum* (Celastraceae), *Cephalomappa lepidotula, Mallotus sp.*, (Euphorbiaceae), *Eugenia sp., Eugenia bankensis* (Myrtaceae), *Myristica vilosa* (Myristicaceae).

Table 14. The Best Ten Importance Value (IV) of Trees on the Swamp Primary Forest, Betayau, Blungan.

No.	Species	IV (%)
1.	*Lophopetalum javanicum*	38.97
2.	*Cephalomappa lepidotula*	36.00
3.	*Eugenia sp.*	12.11
4.	*Eugenia bankensis*	11.19
5.	*Litsea angulata*	10.70
6.	*Shorea balangeran*	9.13
7.	*Myristica vilosa*	8.93
8.	*Tetramerista glabra*	7.65
9.	*Mallotus sp.*	6.78
10.	*Shorea leprosula*	6.72

Lophopetalum javanicum is not only a dominant in the number of individuals, but also in the frequency. This species forms an endemic growth in the swamp habitat and followed by Eugenia spp. Which is very tolerant in the habitat.

b. Logged Over Area.

Logged over area was done in 1985. The species of swamp forest are of a common soft wood species. The ratio between, Dipterocarp and Nondiptercarp tree in logged over area is 1 : 25 (the number of species), 1 : 20 (the number of individuals), and 1 : 4 (basal area). The effect of logging has disturbed an equilibrium of Dipterocarp stability. This could be seen by the losses of much

number of species after logging. The species of Dipterocarp in logged over swamp forest: *Shorea leprosula, S. balangeran, Anisoptera sp.* and *Vatica sp.* The most dominant species in logged over area (Tabel 15) are *Shorea leprosula, S. balangeran and Anisoptera sp.* (Dipterocarpaceae), *Cephalomappa lepidotula* (Euphorbiaceae), *Lophopetalum javanicum* (Celastraceae), *Eugenia sp., Eugenia dyeriana* and *Eugenia bankensis* (Myrtaceae), *Litsea angulata* (Lauraceae).

Table 15. The Best Ten Importance Value (IV) of Trees in the Logged Over Swamp Forest, Betayau, Bulungan.

No.	Species	IV (%)
1.	*Cephalomappa lepidotula*	38.80
2.	*Shorea leprosula*	19.21
3.	*Eugenia dyeriana*	13.66
4.	*Lophopetalum javanicum*	13.18
5.	*Eugenia bankensis*	12.57
6.	*Myristica vilosa*	11.44
7.	*Litsea angulata*	9.66
8.	*Anisoptera sp.*	7.56
9.	*Eugenia sp.*	7.41
10.	*Shorea balangeran*	7.01

Return to Lophopetalum javanicum species it plays a role of species dominant at the swamp habitat or swamp forest evern though it is more reduced in IV compared with the other three *(Cephalomappa lepidotula, Shorea leprosula* and *Eugenia dreriana).*

3.2. Sapling

Natural regeneration of species trees on the swamp forest is usually poor. There are not many species to tolerate at this habitat because edaphic of swamp is a drainage less, Lack of O_2. The pH is low and the habitat has many smaller seeds to carry by flood water on the forest floor, there are abundant growth with grasses and Pandanus, and does not to give a chance to develop seedlings. The number of species of sapling on plots of primary forest and logged over area : 37 and 26; 1775 and 1613 for species als, 37 and 26 of species number (Tabel 15). Differences of number of individuals, species, genus, family of sapling between in the primary and in the logged over area: -9.13%, -29.72, -23.3, and 11.76, respectively (Table 16).

Table 16. Comparison of the Number of Species, Genus, Family, the Number and Individual of Sapling between in the Primary and in the Logged Over Area Swamp Forest, Betayau, Bulungan.

Forest type	Number of Species	Number of Genus	Number of Family	Number of Individuals /ha	Total Basal Area (m^2)/ha
Primary Forest	37	30	17	1,775	12.5
Logged Over Area	26	23	15	1,613	12.5
Difference	-29.72%	-23.3%	-11.76%	-9.13%	0%

Effect of gap (open canopy) of logging was more to come out growth of shrub and grass on the floor forest, than not logging as not many chance to occur regene ration of species trees.

a. Primary Swamp Forest

The ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp sapling in the primary swamp forest: 1 : 19 of the number of species, 1 : 32 of the number of individuals, and 1 : 71 of basal area. This Dipterocarp species is very lack in the swamp forest, and not tolerant growth in forest habitat. Two species appear

Table 17. The Best Ten Importance Value (IV) of Sapling in the Primary Swamp Forest, Betayau, Bulungan.

No.	Species	IV (%)
1.	*Tetramyrista sp.*	24.45
2.	*Calophyllum pulcherinum*	22.34
3.	*Artocarpus dadah*	15.25
4.	*Listea angulata*	15.16
5.	*Baccaurea pubera*	13.78
6.	*Mallotus sp.*	11.17
7.	*Cephalomappa lepidotula*	10.57
8.	*Canarium sp.*	10.57
9.	*Pllyalthia sp.*	9.38
10.	*Mangifera sp.*	9.21

on the site are *Shorea compressa* and *Hopea becariana*. The most dominant species(Table 17) is *Tetramyrista sp.* (Rutaceae), *Calophllum pulcherinum* (Clusiaceae), *Artocarpus dadah* (Moraceae), *Litsea angulata* (Lauraceae), *Baccaurea pubera, Cephalomappa lepidotula* (Euphorbiaceae), *Canarium sp.* (Burseraceae) *polyalthia sp.* (Annon aceae), and *Mangifera sp.* (Anacardiaceae). Dipterocarp species is not dominant in this forest type.

b. Logged Over Area.

Appendix 12 shows that the ratio between Dipterocarp and Nondipterocarp species: 1 : 3 of the number of species, 1 : 13 of the number of individuals, 1 : 21 of basal area. The presence of Dipterocarp species in this plots was *Shorea leprosula and S. balangeran* at shown in Table 18.

Table 18. The Best Ten Importance Value (IV) of Sapling in Logged Over Swamp Forest, Betayau, Bulungan.

No.	Species	IV (%)
1.	*Gymnocranthera sp.*	33.37
2.	*Eugenia pailosa*	19.74
3.	*Artocarpus dadah*	17.79
4.	*Shorea balangeran*	13.17
5.	*Mazzetia paviflora*	11.93
6.	*Litsea angulata*	11.44
7.	*Eugenia grandis*	11.34
8.	*Lophopetalum javanicum*	10.60
9.	*Baccaurea pubera*	10.32
10.	*Cephalomappa lepidotula*	9.03

The most dominant in Dipterocarp species is only *Shorea balangeran*, where Nondipterocarp: *Gymnocranthera sp.* (Myristicaceae), *Eugenia papilosa, Eugenia grandis* (Myrtaceae), *Artocarpus dadah* (Moraceae), *Mezzetia parviflora* (Annonaceae), *Litsea angulata* (Lauraceae), *Lophopetalum javanicum* (Celastraceae), *Baccaurea pubera, Cephalomappa lepidotula* (Euphorbiaceae).

c. Similar Species in Two Forest Types.

1. In Lowland Tropical Dipterocarp Forest.

A combined tree species from two forest types (primary and logged over area forest) see Table 19.

Table: 19. Floristic Composition of Species Number of Tree and Sapling in the Lowland Tropical Primary Forest and Logged Over Area, Bukit Soeharto, Samarinda.

	Number of Species	
	Tree (10 cm and over girth), plot size	Sapling (2 - 9.9 cm girth), plot size 0.08 ha
a. Total number of species containing on the primary and logged over area forest	184	173
b. Number of species containing only on the primary forest	147	127
c. Number of species containing only on the logged over forest	114	119
d. Number of species containing same species on the both forest types	77	73
e. A representation of the number of pioneer species on:		
- The primary forest	2	6
- The logged over area	11	10

In Table 19, from 184 combination species, there is 77 species (41.48%) as similar of species from both forest types. The pioneer species appeared 2 species (1.4%) of primary, 11 species (9.6%) of logged over area. The number of species from sampling in the primary forest was 127 species and 119 species from logged over area, but a combination species from forest types were 173 species, where 73 species (42.2%) were a similar species. The presence of pioneer sapling was 6 species (4.7%) of the primary forest, 10 species (8.4%) of logged over area.

2. In Hilly Tropical Dipterocarp Forest

The number of species trees from two forest types (primary and logged over) were 172 and 109 of sapling (Tabel 20).

Table 20. Floristic Composition of the Number of Species of Tree and Sapling in the Hilly Tropical Primary Forest and Logged Over Area Forest, Long Pahangai, Kutai.

	Number of Species	
	Tree (10 cm and over girth), plot size 1 ha	Sapling (2 - 9.9 cm girth), plot size 0.08 ha
a. Total number of species containing on the primary and logged over area forest	172	109
b. Number of species containing only on the primary forest	132	80
c. Number of species containing only on the logged over forest	108	80
d. Number of species containing same species on the both forest types	68	51
e. A representation of the number of pioneer species on:		
- The primary forest	6	3
- The logged over area	12	18

From 172 species combination there are 68 similar species (39.5%) of two forest types and from 109 species combination of sapling there are 51 similar species (46.8%) of both forest types. New species appeared as pioneer species were 3 species (3.8%), total number of all species presented in primary forest and for logged over area forest it was 18 species (22.5%).

3. In Swamp Tropical Mixed Forest.

A combined tree species from two forest types (primary and logged over area forest) see Table 21.

Table 21. Floristic Composition of the Number Species of Tree and Sapling in the Tropical Primary Swamp Forest and Logged Over Area Forest, Sungai Betayau, Bulungan.

	Number of Species	
	Tree (10 cm and over girth), plot size 1 ha	Sapling (2 - 9.9 cm girth), plot size 0.08 ha
a. Total number of species containing on the primary and logged over area forest	78	42
b. Number of species containing only on the primary forest	63	37
c. Number of species containing only on the logged over forest	56	26
d. Number of species containing same species on the both forest types	41	21
e. A representation of the number of pioneer species on:		
- The primary forest	1	1
- The logged over area	2	0

From 78 species combination there are 41 similar species (52.6%) of two forest types, and from 42 species combination of sapling there are 21 similar species (50%) of both forest types. The presence of pioneer species were 1 species (1.6%) and 2 species (3.6%) of the primary and logged over area forest. Reasons of vegetation Communities lost in logged over area forest forest during activities are as follows:

a. A commercial trees was to harvested were such as harvested of commercial trees such as tree species of *Shorea spp.*, *Hopea spp.*, *Dryobalanops spp.*, *Vativa spp.*, *Dipterocarp spp.*, *Cotylelobium spp.* (all of Dipterocarpaceae), *Palaquium spp.*, (Sapotaceae), *Litsea spp.*, *Eusideroxylon spp.* (Lauraceae), *Lithocarpus spp.*, *Quercus spp.*, (Fagaceae) and so on (Table 19 and 20).

b. Mortality of residual trees due to attacking of canopy, and stem of trees

harvesting during logging and also of high levels of solar radiation reaching the ground, so that it increased local temperature and wind. Since this situation many tree species did not survive such as *Baccaurea eximia, Baccaurea angulata, B. stipulata, B. namhua, B. sumatrana, Aporusa grandistifulata, A. Imerii, A. spaedophora, Ostodes macrophylla* (Euphorbiaceae), of Myristicaceae is *Horfieldia sp., H. grandis, Knema fectinata, K. macrophylla, Myristica iners* and so on. (Table 19). Polts, where canopy lost, were invaded by the secondary forest tree species such as *Macaranga triloba, M. hypoleuca, M. gigantea, Mallotus erinatus*(Table 19), *Mallotus leucodermis, M. affinis*(Table 20).

REFERENCES

Ashton, P.S, 1964, Ecological studies in the mixed Dipterocarp forest Brunei State. Clarendon Press. London.

Bratawinata, A.A. 1986, Bestandesgliedebrung eines Bergregen waldes in Ostkalimantan/Indonesia nach floristischen und strukturellen Merkmalen. dessertation zur Erlangung des Doktogrades des Forstwissenschaftlichen Fachbereichs der Georg-August Univ. Gottingen. Deutschland.

Burgess, P.F. 1969, Ecological factors in hill and mountain forest of the state of Malaya. Malaya Nat. Jour. No.22 : 119-129.

Curtis, J.T. 1959, The vegetation of Wisconsin. An Ondination of plant communities, Univ. of Wisconsin Press, Madison. 657 P.

Davy, J. 1938, The classification of tropical wood vegetation types. Imperial Forest Institute, Paper. 13.

Kartawinata, K. 1975, Suksesi sekunder dan perubahan ekologi lainnya di Hutan Tropika setelah kerusakan oleh Manusia di Kaltim. LBN-LIPI. BOGOR.

Martin, P.J. 1977, The altitudinal zonation of forest along the west ridge of Gunong Mulu. Forestry Departement. Sarawak.

Poore, M.E.D. 1968, Studies in Malaysian rain forest. I. The Forest on triassic sediments in Jengka. Forest Reserve. J.Ecol Vol 56.

Richards, P.W. 1936, Ecological observation on the rain forest of mount Dulit, Sarawak, Parts I and II. J. Ecol. 24, 1-37;

Richards, P.W. 1952, The tropical rain forest. Cambrige Univ. Press. Cambrige: London, New-York, Melbourne.

Steenis, C.G.G.J. Van. 1934, On the origin of the Malaysian Mountain flora, Part 1. Bull. Jard. bot Butenz (Ser. 3), 13.

Steenis, C.G.G.J. Van, A HAMZAH AND M. TOHA, 1972. The mountain flora of Java. Leiden.

Symington, D.F. 1943, Forest manual of Dipterocarps. Malaya Forest records. Kuala

Lumpur. No.16. 244.
Troll, C. 1957, Tropical mountain vegetation, the proceedings of the ninth Pacific Science Congress. Vol.20 : 37-46.
Wyatt-Smith, J. 1964, A preliminary vegetation map of Malaya with desciription of the vegetation types. J. Trop. Geops.18.
Whitmore, T.C. 1975, Tropical rain forest of the Far East. Clarendom Press. Oxford. 282.
Yamada, I. 1975, Forest ecological studies of the montane forest of Mt. Pangrano, West Java. Reprint from. Tonan Asia Kenkyu (The Southeast ASIA Studies). Vol.13. No.3. 402-425.

東カリマンタン熱帯林生態系研究

アリフィン・ブラタウィナタ

要　旨

野外調査及び調査データの解析によって以下のことが明らかとなった.

1　低地の熱帯原生林の森林群落は丘陵地や湿地の森林群落と比べ，高木層を占有している樹種数が多く，超高木も多くみられる.

2　低地の湿地熱帯林に優占している多くの樹種，特にフタバガキ科の種の多くは，その周辺の立地には適応しにくい.

湿地熱帯林の森林群落は樹木の種数は少ないが，つる植物や着生植物が豊富である.

3　低地や湿地の伐採地に残存している樹木が減少しているのは大きな損失である．これは無制限な択伐が行われてきたことによるものである.

4　低地や湿地の森林では無限定に択伐が行われたことによって，樹木の種や属の数が減少している．無限定の択伐とは，直径50cm以上の樹木を1ヘクタールあたり50～60m^3伐採することを意味する.

5　丘陵地で行われている別の伐採方法は限定択伐である．限定択伐は直径50cm以上の樹木を1ヘクタールあたり40m^3までの伐採量に制限するものである．この方法で伐採した丘陵地の伐採跡地では8年後には樹木の種数が増加した.

6　伐採後に更新した樹種構成は，伐採時に林冠がうけた損傷の程度によって，地面にまで届く光の量に基づいてくる.

7　この地域で伐採がおこなわれ，林冠が失われると，以下のような二次林を構成する樹種（先駆種）が進入している.

Macaranga triloba, M. hypoleuca, M. gigantea, Mallotus arinatus, M. affinis, M. leucodermis, Schinia walichii, Ficus spp.

（訳：ＮＡＣＳ－Ｊ・研究部）

「男鹿の自然」の刊行

男鹿の自然と文化の会
高山　泰彦*・夏井　興一**・藤井　幸雄***

Publication of a "Nature in Oga"

Oga Nature and Culture Association
Yasuhiko TAKAYAMA*, Koichi NATSUI **
and Yukio FUJIMOTO***

男鹿半島は日本海に突き出た島嶼的半島の国定公園であり，特異な生物相がみられる地域としてもよく知られている．しかし，秋田県男鹿市の西海岸において昭和63年から，県・市当局は90ケ所余にわたって堰堤工事を強行した．これにより，貴重な植物が壊滅的影響を受けた．このような事態を招いたのは，市民の自然に対する認識不足にも一因があるのではないかと考え，日本自然保護協会，プロ・ナトゥーラ・ファンドの資金的援助を得て「男鹿の自然」を発行することとなった．内容は，男鹿の景勝地，動植物の紹介，乱開発により荒廃化した地域の説明そして地層のガイドなどである．これまで，多くの市民に配布してきたが，「男鹿の自然を理解するには格好のパンフレットである」との評価を受けている．今後も，この種のガイドブックの発行，自然観察会などの実施を通して，一般市民の自然保護に対する意識の向上に努めたいと考えている．

男鹿の自然と文化の会は，この度標記の小冊子を刊行したが，その趣旨と経過そして今後の活動等について，以下記してみたい．

男鹿半島は男鹿市一市の行政区域内に成立する国定公園として，また日本海北岸部に位置する島嶼的半島であることによる特異な生物相を保有する地域として知られているが，県・市当局は国の費用支出を得て，昭和63年度からこれら特異な自然を危機に陥し入れるような砂防堰堤工事を大規模に推進してきた．この結果，すでに90ヶ所余にわたって堰堤の築造がみられ，特に同半島西岸地区では環境庁指定の植物，イワヒバ・エゾクラマゴケ・ヒモカズラなどが壊滅的な影響を受けつつある．

また，県・市当局は半島内陸部でも堰堤の築造や第一種特別地域の無差別な自然改変工事などを強行，オオサクラソウ・トガヒゴタイ・オガフウロなどの植生を危殆に瀕せしめる結果を招いている．県・市当局は，これらの工事を地域の活性化と住民の生命財産の保全を目的とするものとして推進しているが，この裏には地元住民の男鹿半島の自然及び文化的遺産についての理解不足が介在している．そして行政はこれを奇貨として，これら一連の工事は住民の要望に基づくものと言明してきた．しかし，実際は行政当局の専断によるものであって，当会の追及に会ってから，事後に住民から取り付けたものであった．

ところで，行政当局にこうした事後収拾策を許し，一連の自然破壊工事に大義名分を主張することを許したのも，地元民の認識不足によるところ

*秋田経済法科大学
Akita University of Economics and Law
**金足農業高等学校
Kanaashi Agricultural High School
***男鹿工業高等学校
Oga Technical High School

が極めて大であるとの判断に立ち，かねてから本会はこれら認識不足を解消する不可欠の手段として，男鹿市の自然を紹介する印刷物の発行の必要性を痛感してきた．しかし，諸事情からその思いを果たすことができず，今日にいたった．かかる時，幸いにも日本自然保護協会，プロ・ナトゥーラ・ファンドの資金協力を得て，小冊子の「男鹿の自然」を発行することができた．内容は男鹿半島の勝れた景観からはじまって，乱開発により荒廃した自然の現状，そして守るべき貴重な動・植物，さらには新第三紀層のモデルともいわれる地質・地形の概要などを網羅したものである．写真・イラスト・図表などを沢山使って，誰にでも興味深く見てもらえるよう，表現には種々配慮したつもりである．

発行後の反響であるが，自然保護運動に理解ある方々や諸団体からはもちろん，これまで本会の運動に対して批判的であった側からも「男鹿の自然を理解する上では参考になる」と，一定の評価を受けつつある．すでに，北部の北浦地区の大部分に各戸配布したが，さらに市内を中心にして一般住民，小・中・高等学校等にも配布したい．なお，本会としては今後もこの種の小冊子を発行したり，自然観察会などを実施することによって，市民の自然保護に対する意識の向上に努めたいと考えている．

Summary

The Oga Peninsula in Akita Prefecture is famous as a quasi-national park and also as a district where there are peculiar animals and plants. Many dams were built in this disrict and the precious nature was badly damaged by them. The citizens are lacking in an understanding of nature and furthermore a cultural legacy, and it has caused this kind of situation. The Nature Conservation Society of Japan was concerned about this situation and gave financial support for our society to pubulish a pamphlet which raises people's understanding. The pamphlet was published in the middle of September, 1991. The contents of the pamphlet are about the beautiful scenery, the variety of animals and plants, and the distruction of nature. People are glad to read this pamphlet, because it is easy to understand and includes many pictures. We intend to encourage more people to read this pamphlet and build up the nature conservation movement.

Key words : quasi-national park, many dams, lack of understanding, pamphlet

作成されたガイドブック

「岩菅山の自然観察」の作成

青木　正彦

Publication of Guidebook "Nature Watching in Mt. Iwasuge"

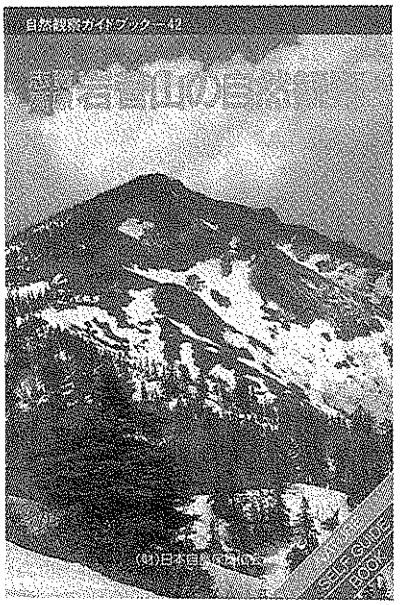
Masahiko AOKI

志賀高原は，長野県の北部にあり，新潟県境と群馬県境とに囲まれた火山台地である．スキーで全国的に有名な同高原は，1998年の長野冬季オリンピックに立候補し，当初滑降コースとして岩菅山が予定されていた．しかし，自然保護の視点から招致委員会は岩菅山での滑降コースの新設を断念している．このようにして守られた自然が，地域にとってどのような形で生かされてゆくべきかを考えることが大切なことである．

志賀高原は，国立公園にもかかわらず観光地としては開発し尽くされた感がある．この中にあって，自然のまま残された岩菅山地域は，自然観察や登山といった自然を痛めない形での利用こそがふさわしいと思われる．そうした自然教育的な地域として生かされるために，誰にでもわかりやすい自然観察ガイドブックが必要になってきた．そこで，プロ・ナトゥーラ・ファンドの助成を受け，ガイドブックを作成することとなった．

編集方針は，家族連れや修学旅行などの人達に手軽に利用してもらえるものを作ることとし，写真を多く使いレイアウトを配慮した．現地の取材には，山を愛する会「いわすげ」，「まみくとい山の会」のご協力をいただいて，特に魚野川と岩菅山稜線のカール状地形などは時間をかけて調査を行なった．

発行後は，地元の小中学校20校へ延べ 500冊以上を贈り，自然学習に役立ててもらっている．また，現在建設中の山ノ内蟻川図書館への寄贈も予定している．



作成されたガイドブック