

サシバとその生息地の保全に関する地域生態学的研究

東 淳樹

キーワード：サシバ，谷津田，里山，繁殖地，生息環境，ラジオ・テレメトリ法，圃場整備，植生密度，採食動物，地域生態学

まえがき

手賀沼から印旛沼にかけての下総台地には、谷津田が卓越した里山がひろく見られます。その地域における生態系の上位種の代表としてサシバがいます。1997年から2000年にかけて、この地域で繁殖するサシバの生態と生息地である谷津田のある里山との関係について研究する機会にめぐまれ、その結果をもとに学位論文をまとめることができました。本報告は学位論文の全内容となっておりますが、謝辞にもありますように多くの方々の支えで完成することができました。とくに、共同研究者でもある時田賢一主査長（学芸員）をはじめ、我孫子市鳥の博物館のスタッフ一同には、調査研究うえでの様々な便宜をはかっていただき、たいへん感謝しております。

研究を通じて、上位種サシバが生息する谷津田のある里山の生態系のバランスや多様さを解き明かしてみたかったのですが、本報告で明らかになったことはそのごく一部分となってしまうました。しかし、谷津田のある里山が失われつつある今だからこそ、本報告の内容が、少しでもサシバやそれを支える生息地の保全につながる研究や活動の参考になるのであれば、たいへんうれしく思います。

第1章 研究の背景と目的・方法

第1節 研究の目的

種を保全するためには、生息地をさまざまな空間スケールでとらえ、各スケールにおいて種の行動特性と環境要求性を明らかにすることが有効である。本研究で対象とするサシ

バは日本の里地や里山を代表する中型の猛禽類であるが、春から夏にかけて繁殖のために日本に渡ってくる多くの夏鳥と同様、近年生息数が減少しており、保全が必要である。本種は、極東の限られた地域で繁殖し、南西諸島、台湾、中国南部、東南アジア諸国で越冬することが知られている（中村・中村，1995）。サシバ属には4種が含まれ、そのなかで繁殖地と越冬地間の長距離の渡りをするのは本種のみであり（del Hoyo *et al.* 1994, Kugai 1995）、日本が重要な繁殖拠点となっている。水田などの開けた環境に隣接した林のアカマツ *Pinus densiflora* やスギ *Cryptomeria japonica* などの大径木に営巣し、林縁の見晴らしの良い梢や枝先に止まって水田などの開けた環境で採食する（森岡ら，1995）。

サシバが減少した（森下・樋口，1999a,b；樋口ら，1999）主要な原因と考えられているのは、本種を含む多くの夏鳥の越冬地となっている東南アジアの熱帯林における生息地の破壊（Higuchi and Morishita, 1999）、および繁殖地である日本の里地自然の変容、すなわち二次的自然環境の生物多様性の低下であると考えられる。近年、里地自然を生活の場としてきたいわゆる「普通種」までもが絶滅危惧種に指定されるような現状がある。里地自然で生活する小型の哺乳類やヘビ・トカゲ類、カエル類、昆虫類の減少は、それらを食物とし、里地で繁殖する本種の生息数の減少につながる生態学的な悪影響をもたらしていると考えられる。

サシバの存在は、その地域における本種の

食物、つまり多様な小動物の生存の証明でもある。したがって本種は、生物多様性の高い健全な里地生態系の指標となりうる。生物多様性は、それを構成する要素が多様であるばかりでなく、それらを結ぶ生物間相互作用のネットワークはさらに複雑に絡み合っている。したがって、ある程度地域を限ったとしてもその生態系の全容を科学的に把握することは事実上不可能に近い。そのため、科学的な保全目標やモニタリングには多くの場合何らかの指標は必要となる。特定の種に注目し、その種の存続のための条件を確保することで、同じような制約のもとにある多くの種の存続を保障することをねらう保全手法を「種アプローチ」という(鷺谷, 1999)。種アプローチにおける生物多様性保全の指針は、指標とした種を絶滅させないことであり、そのために指標とした種の存続のための条件をさまざまな生物学的階層から明らかにしていくことにある。そのためには生態系全体を視野に入れ、物質や生物そしてエネルギーの分布によって決定されるランドスケープの構造とそれらの

流れを介した空間要素の相互関係である機能、そしてその結果としてのランドスケープの構造と機能が時系列的にどのように変化するかを明らかにする地域生態学的な視点が求められる(Forman, 1986; 武内, 1991)。すなわち、サシバを指標種とした場合、サシバという生物種の存続可能性を、各生物学的階層にとって必要な空間スケールで捉えることであり、それが本種の存続のみならず、本種の生息圏である東アジアの生態系の保全にとって意味を持つといえる。

サシバの生息地は、大きさと機能の面から4つのスケールで捉えられる(表1-1)。最も大きなスケールは超マクロスケールである。これは、東アジアの生息圏全域にあたりとみなされる。生息圏は個々の生息地の集合体であり、その中には繁殖地・越冬地・中継地が含まれる。このスケールが、マクロスケールである。さらにその中にはメソスケールで捉えられる行動圏が含まれ、その行動圏内の微細環境はミクロスケールにあたる。

表1-1 サシバの生息地要求を調べるための各スケールにおける地形単位の階層的配列と生息地の単位(貝塚, 1998をもとに作表)

スケール	超マクロ	マクロ	メソ	ミクロ
生息地の単位	生息圏(繁殖・越冬・中継地)	繁殖・越冬地	行動圏	行動圏内の微細構造
地形区分(例)	大地形(島弧・山脈)	中地形(低地・台地・丘陵地・山地)	小地形(段丘) 微地形(谷頭 緩斜面)	微細地形(砂堆)
縮尺	1/1000万～ 1/100万	1/50万～1/20万	1/5万～1/5千	1/1000～1/500
最小地形のひろがり	10 km	1 km	100～10 m	1 m
地形形成に要する年代(年)	10^7 ～ 10^6	10^6 ～ 10^5	10^5 ～ 10^1	$<10^1$
土地利用構造	—	里地	谷津田・斜面林 牧草地	素掘り水路 湿田・立ち木

本研究では、繁殖地としての日本の里地自然に着目し、サシバとその生息地の保全に必

要な課題として、本種の生息数の増減、生息環境の特性、行動圏における行動特性、そし

て採食生態と食物動物の環境要求性を取り上げる。本章では、はじめに研究の背景と目的を述べ、次に本種の一般的な生態と生息環境について既往研究等を整理する。第2章では、まず、日本における本種の生息数変動を分析する。そして、アンケート調査により、本種の全国的な生息環境の特徴や一般的な生態について分析する。第3章では、メソスケールで捉えられる本種の生息地において、千葉県印旛沼・手賀沼流域をケーススタディとして、生息地の環境特性、行動圏における行動特性等について分析する。第4章では、ミクロスケールで捉えられる本種の生息地において、同じく千葉県印旛沼・手賀沼流域をケーススタディとして、行動圏内の微細な環境構造、本種の採食生態、食物動物およびその環境要求性等について分析する。そして第5章では、各スケールで明らかとなった、本種の生息地における土地環境の構造や機能とそれらの変化が、本種の生息とどのように関わり合っているかを地域生態学的なアプローチにより考察し、それらの知見を基礎として、本種の保全対策を提言する。

第2節 研究の背景と意義

2-1 二次的自然環境の保全の意義

(1) 二次的自然環境における生物多様性の現状

「生物多様性」という用語は、種の大量絶滅・衰退と生物学的侵入による生物相や生態系の全地球的規模での急激な変質という危機的な事態を憂慮する生物学者によって、問題を科学的に捉えると同時に危機を回避するための目標を明示する言葉として、1980年代後半に作られたものである（鷲谷，1997）。その後1992年にブラジルのリオデジャネイロで開催された「環境と開発に関する国連会議（United Nations Conference on Environment and Development: UNCED）」、通称「地球サミット」において「生物多様性条約」が採択された。それをうけて、1998年にスロバキア共和国の首都ブラティスラバで開催された「第4回生物多様性条約締約国会議：COP4」では、140以上の締約国と地域及び関係国際機関等の参加のもとで様々な自然環境における生物多様性に関

する作業計画が採択された。現在では182カ国がこの条約を締約するにいたっている（2002年2月）。この一連の動向からも、生物多様性は国際的な関心事であり、その保全の必要性が強く認識されるようになってきていることがうかがい知ることができる。

日本では、生物多様性条約の要求に応えるべく、1995年に「生物多様性国家戦略」が策定された。しかし、それは生物多様性条約によって求められている策定手続きに則しておらず、総合性、計画性、実効性に欠けるため見直しが必要であると磯崎（1997）は指摘している。また、幸丸（1997）は、戦略に値するものとは言いがたいとしながらも、行政以外の積極的参加という意思決定プロセスを最大限に活用することで国家戦略が本当の意味で戦略となる道が開けてくるだろうと述べている。

その後、2000年12月に「環境基本法」にもとづき第2次環境基本計画が閣議決定され、「生物多様性保全のための取組」が11の重点分野の一つに掲げられ、2002年3月に「生物多様性条約」、第2次環境基本計画、前回の国家戦略を受けて「新生物多様性国家戦略」が策定された。この新国家戦略のなかでは、普通種や二次自然の管理、また、自然の復元を行なうことを求めるなど、二次的自然環境の保全が盛り込まれている。芹沢（1997）は、二次的自然を都市の自然環境と峻別するため、「人間の第一次産業に関する活動の結果生じた環境に対応する生態系」が二次的自然であると定義している。二次的自然環境は、二次林、二次草原のほか、農耕地等が含まれ、生物多様性の観点から注目される特性を有している。例えば、長い時間をかけて形成され、人が自然の力を活かして耕作が営まれてきた水田は、水田に水を補給する用水路、水源を潤す林やため池等栽培のために必要な環境とともに水生生物をはじめとした生物に生息の場を提供してきており、特に、谷間の平坦な湿地につくられた谷津田（あるいは谷戸田）と呼ばれるところには、このような環境が集約され、多様な環境を有していると述べられている。

サシバの主な生息地である里地や里山は、その言葉の定義が明確でないため具体的な量

や分布、自然環境の状況等について統計的なデータを示すことは困難である。そこで、恒川(2001)は、環境庁が作成した第4回自然環境保全基礎調査(1990~92)の植生自然度と環境基本計画(環境庁企画調整局, 1994)を重ね合わせて「里地自然地域における二次林および植林」の面積を推計した。その結果、日本における里山の面積は、その定義や用いる資料によって数字が異なるものの、「およそ国土の約2割, 6-9万km²程度」という推計を一つの目安として提示した。

しかし、里地や里山のような二次的自然環境は、面的な減少と質の劣化の二つの大きな問題を抱えている。第4回自然環境保全基礎調査(1990~92)では、全国面積に占める里山を構成していると思われる二次林の割合は18.7%で、他の植生区分のなかでもっとも減少率が高く、第3回調査(1984)から0.4%、1454メッシュ(1メッシュは約1km²)減少している(上杉1998)。また、近年の二次的自然環境に関する生態学的研究の結果、二次的自然は人の手を入れることによって、その姿が維持されていることがわかってきている。例えば雑木林は、本来、薪炭林として用いられ、下刈りや伐採のような人による管理を通じて自然の遷移を食い止め、その地域における雑木林の姿を維持させてきたが、1960年代の燃料革命により、薪炭材を利用する人が減少し、日本のほとんどの雑木林では管理が放棄されることで自然の遷移が進行し、その質が変化している。里山における雑木林の植生管理の放棄に伴う生物多様性低下に関する研究も数多く報告されており(例えば、藤村1994、辻・星野1992、山瀬1998)、里山の質の劣化が顕在化してきている。さらに、農業の近代化に伴い農地や水路の形態も変化してきた。水田、水路、河川等の間の段差が、魚類をはじめとする水生動物の生息地間の移動を非常に困難にしている。これらの結果、例えば、ホトケドジョウ *Lefua echigonia*、タガメ *Lethocerus deyrolli*、オキナグサ *Pulsatilla cernua*、エビネ *Calanthe discolor* 等のように、本来は身近な自然環境に生息する生物が全国的に急減し、絶滅危惧種となっているものも数多く存在する。このように、二次的自然環境やそこでの普通

種の生息は、社会形態の変化によって影響を受けるため、全国的で画一的な対応は難しい場合が多い。そのような中、全国各地のボランティアによる雑木林管理(倉本・麻生, 2001)や自治体から委託を受け里地の自然再生に取り組んでいる管理組合(北川, 2001)、NPO法人の結成、技術指導や指導者養成における国や地方自治体の事業などがはじまり、里山保全の全国的なネットワークも生まれてきた(中川, 2001)。さらには、水辺と里山の自然を同時再生するための「アサザプロジェクト」と「粗朶組合」のような、市民と行政のパートナーシップによる先進的な環境回復の取り組みも見られる(鷺谷・飯島, 1999)。このような、長期的な持続可能性を重視する「生態系管理」の思想にもとづく「協働」(鷺谷, 2001a)の普及が、全国の二次的自然環境の保全や再生に重要な役割(鷺谷, 2001b)を果たすと考えられる。

(2) 農村環境における生物多様性の維持機構

農村環境は、食糧の供給という人間の生存に関わる重要な役割のほか、自然環境の保全、アメニティの創出などの機能が期待される(武内, 1994)。その中の自然環境の保全には、農村環境の豊かな生物相の保全機能があげられる。農村環境は、人為的影響が加わって変質した自然、つまり半自然(二次的自然)である(大沢, 1996)。原生的自然の多様性の要素と、人為的に作られた農村の各景観構成要素が加わり、さらに生物の多様性を増した空間であるという第一の理由としてあげられるのは、農村環境にはさまざまな景観構成要素が存在することである。農村環境での景観構成要素には、水田、集落、雑木林、畑、ため池などがあり、そのいずれにもその場所に特有の生物群集が存在する。農村環境における各景観構成要素のモザイク性が、そこで生息する鳥類の種多様性を高めており(福井ら, 1997, 1998)、特に農村環境の小動物の多様性における水田の役割の重要性が指摘されてきている(長谷川, 1995a; Fujioka, *et al.*, 2001)。また、第二の理由として、農村環境は人為の営みによってできた空間でもあるので生産構

造を反映するため歴史性があり、それらの各景観構成要素の配置や面積配分はある規則性が存在するからである。山岡ほか(1977)によると、つくば市周辺の農村の伝統的な土地利用形態をもつ集落の237カ所について間隔を調べた結果、集落-集落間に二次林をはさまない場合はほぼ500m、二次林をはさむ場合はほぼ1kmであったという。守山(1992)は、これらの各景観構成要素の配置や配置間の距離、面積配分がその生物相保全にとって重要な働きがあることを、ため池に生息するトンボ類の移動生態から明らかにしている。つねに攪乱がおり、生息地の一時的な消失がおりうる可能性のある農村環境では、種が移動できる範囲の中に生息地が配置されることは、個体群レベルでの種の存続という意味で極めて重要である。

さらに、各景観構成要素が有機的に配置されることで、各景観構成要素特有の生物群集だけでなく、複数の景観構成要素にまたがって生息する生物群集を保つことが、第三の理由である。産卵や一時的避難場所として用水路から水田に入り込む淡水魚の存在(斉藤ら, 1988)や、用水路の護岸により水田と用水路の連結性が分断された場所での、カエル類の種数と個体数の減少が報告されている(Fujioka and Lane, 1997)。

(3) 二次的自然環境の保全の意義

生物多様性は、遺伝子 (gene)、種 (species) または個体群 (population)、群集 (community) または生態系 (ecosystem)、ランドスケープ (landscape) の4つのレベルからなる組織的、構造的、機能的階層をそなえた概念であるとされる (Noss, 1990)。生物多様性のもっとも上位の階層をなすランドスケープは、物理的な環境としての地形と植生を含む生物群集の相互作用系であり、ランドスケープ・レベルで生物多様性を捉える場合に重要な視点は、自然と人間の営為の両方の作用によってつくられる生息場所、すなわち二次的自然環境の種類と空間的な配置がその地域において生息可能な種の範囲を決める点にある (鷲谷・矢原, 1996)。多様な生息場所、特に伝統的な(一次)産業のあり方と関連して地域に残され

ていた二次的自然環境の分断・孤立化・喪失がわが国における生物多様性低下の一因となっている。そのような状況が支配的になってきたのは第二次大戦後の高度経済成長期以降のことである。農業利用の拡大、急速な宅地開発、ため池や河川の護岸工事、水路のコンクリート化、改良事業という名目での外来牧草の導入などの大規模な環境破壊が進み、さらには農業の切捨てにともなって水田・ため池・農業水路などが急速に消失した。これらの変化に共通するのは環境の均質化であり、生物多様性の減少を招く結果となっている (矢原, 1997)。したがって、ランドスケープ・レベルで生物多様性をとらえ直すことは、現在きわめて重要な課題となっている (鷲谷・矢原, 1996; 鷲谷, 1997)。

また、二次的自然環境においては、生息場所の分断・孤立化・喪失という面的な減少と環境の均質化にくわえて、ヒトが適切な干渉をやめてしまった管理放棄による質の劣化の両方が生物多様性の低下を招いているといえる。二次的自然環境は、たとえば、雑木林での萌芽更新や下草刈、草地での火入れや放牧(菅沼, 1996)、水路脇での草刈、水田の水管理など、ヒトによる周期的な干渉(攪乱)によって維持されてきた。こうした持続的な働きかけの上に成りたつ生物群集の場合、その働きかけから解放されれば植生遷移が進み、そうした景観に特徴的な生物が生息できなくなる (守山, 1988)。

つまり、二次的自然環境を生息・生育の場としている生物は、二次的自然環境が持つ長期にわたる人の関与のもとで成立してきた固有の自然(平川・樋口, 1997)に依存する。生物多様性の保全とは、地球の生物の進化の歴史、また、生物と人間のかかわりの歴史の尊重であり、その歴史的資産の保全である (平川・樋口, 1997)。したがって、二次的自然環境に対する人の関与の低下は、各地域の人間の営みを反映した歴史的価値が認められる固有な特徴を失わせるとともに、生物多様性低下を引き起こすことになる。このように、生物多様性の保全という観点からも、人と自然の関係をとおしてその地域の生物の存在意義を考え、これらの関係性を含む二次的自然環境を背景

とする文化景観を総体として保全することが必要である（鎌田，2000）。

2-2 二次的自然環境としての谷津田のある里地

ここでまず、本研究における里地、里山の定義についてまとめておこう。里地とは、環境基本計画（環境庁企画調整局，1994）において用いられた言葉である。そこでは、国土空間を自然的社会的特性に応じて、山地自然地域、里地自然地域、平地自然地域、沿岸海域の4地域に区分している。また、里地自然地域の特徴を里山の雑木林、谷津田や水辺等の二次的自然としている。山本（2000）は、歴史的に農村の住民が薪炭、肥料、飼料やその他の生活資材の供給源として利用、管理してきた林野を、その地形的特性や植生の違いに関わらず里山とし、里山と農耕地、居住域とが一体となって形成した農村空間を里地としている。本研究では、環境基本計画（環境庁企画調整局，1994）と山本（2000）の定義を採用し、里地に谷津田が含まれる場合に、「谷津田のある里地」として表現する。

次に谷津田の定義についてまとめる。谷津田がみられる「谷津」といわれる地形については、谷頭凹地と谷頭平底の境の湧水地点から下流の谷頭平底と谷底面を「谷津」とし（武内，2001）、多摩丘陵では多湿黒ボク土とグライ土を主な土壌として構成されている（松井ら，1990）。しかし「谷津田」について地形学的側面から定義した例はなく、おおまかには谷間にある水田の例として使っている事例が多い（たとえば、農林図書刊行会編，1983；守山ら，1992）。谷地田、谷戸田と同異議（農業工学研究所集落整備計画研究室編，1994）であるとしている。谷間の水田とは、谷底低地の水田のことを指し、谷底低地とは、山地、火山、丘陵および段丘を刻む谷の、谷口より上流にある細長い低地であり（鈴木，1998）、日本では、幅1～2km以下の狭長な谷間の低平地を指すことが多い（町田ら，1981）。関東地方に多く分布し（農業工学研究所集落整備計画研究室編，1994；安富，1995；守山，1997）、千葉県では500m以上開析されたところに造られた水田は谷津田としないことにな

っている（鈴木ら，1969）。谷津田は台地（永江・木村，1986；安富，1995）のほかにも丘陵地にもみられ（小出，1973）、国土面積の70%を占める中山間地でも水さえあれば水田が造られる（安富，1995）ことから、全国各地に普遍的に存在するといえる。東ら（1998，1999a，1999b）は、谷津田とその周囲を取り囲んでいる主に二次林からなる斜面林のことをあわせて谷津環境としている。また守山（1992）は、それに灌漑用の溜池や用水路などを含めて谷津田環境としている。

以上のことを考慮し、本研究で「谷津田」とは、台地や丘陵地が開析され、狭い谷底低地が発達したところにつくられた水田のこととする。また、谷津環境や谷津田環境よりも空間領域の幅を持たせ、谷津田のある一定の空間領域を「谷津田のある里地」とする。谷津田のある里地は湿性地と乾性地の異なる環境を合わせ持ち、その両方の生息環境を必要とする生物の生息を保障する。台地は台地面が主に畑地や住宅地に利用されているために、丘陵地のそれにくらべて樹林の面積は狭く、段丘崖に沿って樹林が発達するという特徴をもつ。しかし、いずれの場合も谷津田には湿田が多く、冬期間も水田で越冬するタニシ類、ドジョウ類（守山，1997）、アカガエル類など（長谷川，1997）の生物の生息を可能にしており、また、谷津田のある里地にはサシバ（美濃和，1994；及川・福田，1995；東ら，1998，1999b）をはじめオオタカ*Accipiter gentilis*、フクロウ*Strix uralensis hondoensis*などの猛禽類が生息する（中村・中村，1995）。このように、谷津田のある里地は、生物多様性の高い空間となっている（角野，1998）。

2-3 谷津田のある里地における指標種としてのサシバ

生物は種によってその生育・生息する環境条件が異なるため、生物を指標として環境の状態を知ることができる。そのような生物を指標生物あるいは生物指標という（浜口・大野，1994）。指標生物のこれまでの研究では、大気汚染（Sugiyama *et al.*, 1976）、土壌重金属汚染（田崎・牛島，1974）、水質汚染（渡辺，1962）などの無機的環境を対象としている場合が多

くみられた。ここでいう指標生物は、環境変化の内容や程度をもっとも敏感に反応する、いわば生物測器の役割をはたす生物的現象を指している(小泉, 1975)。しかし、指標生物を用いる目的と価値は、測定機器を使えば知ることのできるような環境条件を推定することではなく、環境ストレスに対する生物の反応を知り、特に影響がはじめる初期段階での警報を察知することにある(Noss, 1990)。

そこで近年、生態系の管理、あるいは生物多様性の保全の手段として指標種を用いる研究がなされてきている。特定の種に注目した種アプローチには、その種の持つ生態的、社会的特質からいくつかの指標形態が選択される。

i) 生態的指標種 (ecological indicators): 同様の生息場所や環境条件要求性を持つ種群を代表する種 (例えば, Landres *et al.*, 1988; Dale and Beyeler, 2001)。

ii) キーストーン種 (keystone species) : その種を失うと、生物群集や生態系が異なるものに変質してしまうと考えられる、群集における生物間相互作用と多様性の要をなしている種 (例えば, Mills *et al.*, 1993; Paine, 1995)。

iii) アンブレラ種 (umbrella species) : 生態的ピラミッドの最高位に位置し、その種の生存を保障することでおのずから多数の種の生存が確保される、生息地面積要求の大きい種 (例えば, Berger, 1997; Fleshman *et al.*, 2000; Suter *et al.*, 2002)。

iv) 象徴種 (flagship species) : その美しさや魅力によって世間に特定の生息場所の保護をアピールすることに役立つ種 (Effenberger and Suchentrunk, 1999)。

v) 危急種 (vulnerable species) : 希少種や絶滅の危険の高い種 (例えば, Channell and Lomoline, 2000; Moser, 2000)。

一つまたは少数の種を指標種として用いたモニタリングでは、生態系の複雑な構造や機能の評価を行なうことが困難であるとされ(たとえば, Cairns, 1986; Noss, 1990; Simberloff, 1998)、多変量解析手法を用いた客観的な指標種群の選択の指針が試みられている(たとえば, Kreman, 1992; Satersdal and Birks; Debinski and Brussard, 1994)。

これらの指標種の用いられ方から考慮すると、サシバは、谷津田のある里地のような特定の生息場所との結びつきの強い「生態的指標種」であり、また、生態的ピラミッドの最高位に位置し、その種の生存を保障することでおのずから多数の種の生存が確保される「アンブレラ種」としても位置付けられる。したがって、谷津田のある里地の構造がサシバの生息にとってどのような機能をもち、また、その構造と機能の変化がサシバの生息にとってどのような影響をもたらすのかを明らかにすることにより、生物多様性の高い谷津田のある里地を保全するための、生態学的な指針を得ることができると考えられる。

第3節 既往研究によるサシバの分布、生息環境、生態の概況

3-1 目的

本種に関する研究が掲載された学会誌、学会講演要旨集、または本種に関する事項が記載された報告書や図鑑等から、本種の分布、生息環境、食物動物や採食生態についてまとめ、それらの事柄がどの程度明らかにされているのかを把握することを目的とした。

3-2 分布

Brown and Amadon (1968), del Hoyo *et al.* (1994), 中村・中村 (1995), 森岡ら (1995), Ferguson-Lees and Christie (2001)によると、本種はアムール地方南部、ウスリー地方、中国の東北地方から河北省、それに日本の東北地方から九州までの極東の限られた地域で繁殖し、おそらく朝鮮北部でも繁殖していると考えられている。また、冬期は、南西諸島、台湾、中国南部、ミャンマー、インドシナ・マレー半島、フィリピン、ボルネオ・スラウェシ・マルク諸島、ニューギニアなどで越冬することが知られている。サシバが含まれるサシバ属4種の分布(図2-2)から、本種は繁殖地と越冬地を長距離移動することと、サシバ属の中で南北軸の生息圏が最大であることがわかる。

(旧)環境庁自然保護局生物多様性センターの自然環境保全基礎調査鳥類調査中間報告書(1999)によると、日本における本種の都道府県別の繁殖期の分布状況は、北海道と青森県

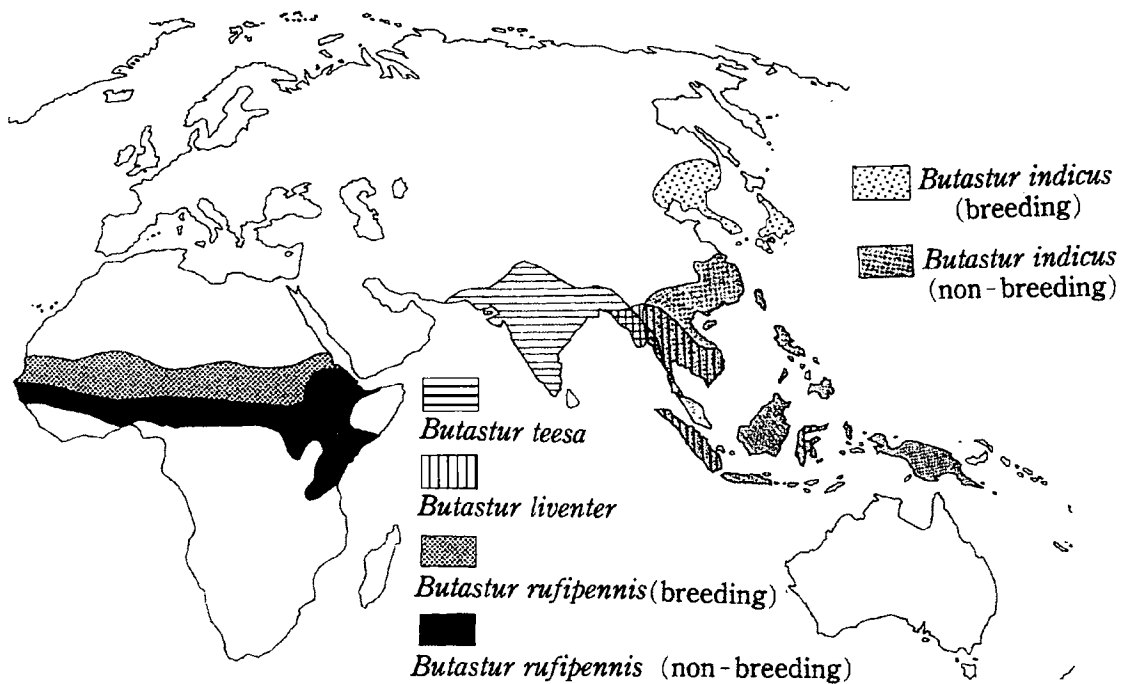


図1-1 サシバとサシバ属3種の生息分布図 (Brown and Amodon, 1968; Kugai, 1995から作図)

を除く，東北から九州地方のほぼ全都府県で生息または繁殖していると記されている。また，日本野鳥の会弘前支部（1986）によると，1985年に青森県で一番（つがい）の繁殖確認の報告がある。これらのことから，本種は北海道と沖縄県を除く全都府県で生息または繁殖しているが，繁殖が確認されている都府県が実際よりも少ないと考えられる。そこで，この点については，次節（第2章第3節）で分析を行なった。

3-3 生息環境

サシバの一般的な繁殖地における生息環境は，平地から標高800mくらいまでの山や高原のアカマツ林あるいはアカマツからなる雑木林，スギあるいはヒノキ *Chamaehiparis obtusa* の植林，落葉広葉樹と針葉樹の混交林などである（森岡ら，1995）。

学会誌，学会講演要旨集，または本種に関する調査結果が記載された報告書等によると，繁殖地における本種の生態調査が行なわれている都府県は1都1府7県に過ぎず，東北，中国，

四国，九州地方では本種の生態調査の記録はない。しかしここでは，記録のあった地域において，営巣木や営巣林，また，その周辺の生息環境に関わる記載から，本種の生息環境の特徴についてまとめることを試みた。

営巣木として記録のあった樹種としては，アカマツ（前澤，1990；Kojima,1999），クロマツ *Pinus thunbergii*，ゴヨウマツ *P.porviflora*，モミ *Abies firma*，スギ（Kojima,1999）で，そのすべてが針葉樹であった。大阪府では，営巣木の平均標高は256mであり，確認された52本のすべての営巣木は平均斜度33.3°の斜面上の林縁または林から突出した木であった（Kojima,1999）。営巣林としては，関東以南では，アカマツやコナラ *Quercus serrata* Murray などの二次林にスギ植林が加わった，いわゆる雑木林が利用された（小島，1982；前澤，1990；東ら，1998，1999a；Kojima,1999；遠藤・平野，2001）。また，関東以北の富山県ではコナラのかわりにブナ *Fagus crenata* やミズナラ *Quercus mongolica*（池田，1994）が，長野県北部ではカラマツ植林（堀田，2002）が利

用された。これらの調査地における生息環境の特徴は、二次林にスギ等の植林からなる雑木林に水田が含まれる農村的環境であるが、関東北部の渡良瀬遊水地や北伊豆諸島は、それとは異なる環境であることが報告されている。渡良瀬遊水地は、ヨシ *Phragmites communis* を主体とする湿地性草原（平野ら、1999）にマダケ *Phyllostachys bambusoides* やヤナギ類 *Salix sp.* の低木の茂みが点在する環境が生息地となっている（平野ら、1998）。ここは、昭和38年に着工された人工の遊水地であるが、現在では全国でも最大級の規模を誇る湿地性草原となっており、原生的自然環境に近いといえる。遊水地の中を流れる川に沿って樹高15m前後の樹木がみられ、そのような場所が営巣林として利用されていることが平野（私信）によって観察されている。しかし、ヨシ等の植生で覆われた約2,500haの広大な湿地性草原の中で本種の繁殖が確認されたのは、1998、1999年ともわずかに2カ所であった（平野ら、1999）。したがって、本種の生息密度が高い、宇都宮市から芳賀郡にかけての谷津田の卓越した地域（百瀬ら、2000；百瀬、2001a、2001b）や、印旛沼流域（東ら、1998）、手賀沼流域（東ら、1999a）と比較して、このような湿地性草原は本種の一般的な生息環境とは言いにくい。また、北伊豆諸島で本種の生息が確認された神津島、新島、利島は、森林で覆われた山地性の島で水田は見られない。それらの島では、谷地形が発達した場所が行動圏として利用されており、面積が広く谷地形が発達した島ほど本種の生息数は多くなる傾向があることを長谷川ら（1996）は報告している。

それから近年、多変量解析を用いて本種の生息環境を解析した研究が行なわれている（東ら、1999；第3章第3節、百瀬ら、2000；百瀬、2001a、2001b；松浦ら、2002）。百瀬ら（2000）は、宇都宮市から芳賀郡にかけての南北11.0km、東西24.6kmの範囲（面積約270km²）に含まれる市街地、水田地帯、低山帯で116カ所の本種の繁殖地とその中の33カ所で巣を発見している。そこで、調査地全域を一辺約2kmのメッシュに分け、その中の本種の繁殖数を目的変数に、各メッシュの樹林面積、樹

林と水田の隣接長、水田の面積と周囲長の比、周囲のメッシュの樹林面積、そして人口を説明変数として重回帰分析を行なった結果、これらの説明変数が本種の繁殖数と有意な関係があること、樹林と水田の隣接長と樹林面積の寄与率が高かったことを示している（百瀬ら、2000；百瀬、2001a、2001b）。また、松浦ら（2002）は、千葉県印旛沼流域鹿島川水系（東ら、1998；第3章第2節参照）の20地点で本種の生息地点を確認している。そこで彼らは、本種の生息と関係が示唆されている環境構造として谷幅、谷壁斜面の比高・奥行き・傾斜度、土地利用の隣接と配列の6つをあげ、本種の確認地点とその周辺の環境構造を50mセルで解析し、本種の生息の有無を目的変数に、6つの環境構造を説明変数としてステップワイズ法による正準判別分析を行なった。その結果、両側が斜面林で谷底が水田となる土地利用配列となるセル数によって約7~8割の生息地が判別されること、土地利用の配列を除いた同様の分析では、樹林と水田の隣接長のみが選択されることを示している。

以上のことから、繁殖地における本種の生息環境として主要である要因を考察してみる。まず、アカマツやコナラなどからなる二次林とスギ等の植林で構成される雑木林と水田を含む農村的環境が一般的な特徴である。そして、その中には谷地形が存在し、谷底が水田でその両側が斜面林となる土地利用配列であること、樹林と水田の隣接部が長いこと、そして営巣木として利用される斜面上のアカマツやスギ等の針葉樹が必要である。谷地形の重要性は、北伊豆諸島のような水田のない島でも示唆されている（長谷川ら、1996）ことから、渡良瀬遊水地で本種の生息密度が低いのは、全域が平坦で谷地形が存在しないことと関係があるのかもしれない。

本種の日本における越冬地は、鹿児島県以南の南西諸島である（中村・中村、1995；森岡ら、1995；Kugai, 1996）。繁殖地と同様に、学会誌、学会講演要旨集、または本種に関する調査結果が記載された報告書等によると、越冬地における本種の生態調査は沖縄県で行なわれている。宮古市では、サトウキビ畑とその周辺の森林が主な生息地であることが報告

されている（久貝，1988）．また，山地の亜熱帯林が島全体の90%を占めている西表島では，海岸沿いの狭い平野部に水田や畑，放牧地等があり，そのような環境が本種の生息地になっている（樋口ら，2000）．そして，西表島の東15kmの位置にある石垣島では，サトウキビ畑や牧草採草地として利用されている南側の平野部と北側の半島中央の200～300mの低山帯を取り囲むように広がる畑や放牧地が生息地となっており，サトウキビ畑，採草地，放牧地のような畑地雑草群落が統計的に高い割合で利用されることが報告されている（樋口ら，2000）．

以上のことから，農村的環境が本種の生息地として利用されていることは繁殖地と共通するが，繁殖地の生息環境として主要であった水田の存在と谷地形は，越冬地では主要でないことが示唆される．

ここでは，1都1府7県で行なわれた調査結果にもとづいているため，本種の生息環境の特徴が全国的な共通性を持つものなのか，あるいは地域によって異なるのかを判断することはできなかった．そこで，全国的な本種の営巣木や生息環境の特徴については，次節（第2章第2節）と第3章第2節，3節で分析を試みた．

3-4 食物動物と採食生態

サシバの食物動物および採食生態に関するこれまでの研究では，胃内容物分析と巣に運ばれた食物動物の直接観察，あるいはビデオカメラ，スチールカメラ等を用いた光学機器による映像分析，さらには，生息地での採食行動の直接観察などが行なわれている．学会誌，学会講演要旨集，または本種に関する調査結果が記載された報告書等から，本種の食物動物および採食生態の特徴についてまとめることを試みた．

本種の胃内容物分析が行なわれた研究はこれまでに2例ある．川口（1917）によると，コバネイナゴ *Oxya japonica*，バッタ類，トノサマガエル *Rana nigromaculata*，ヤマカガシ *Rhabdophis tigrinus tigrinus*，スズメ *Passer montanus*，ネズミ類が検出されているが，調査個体数，個体が採集された場所と時期は不明であった．また，石沢・千羽（1967）による

と，本種16個体の内容は，昆虫類83.3%，鳥類16.6%，哺乳類8.3%，その他16.6%であった．月ごとの内訳で見ると，4月はモグラ類，7月は小型鳥類，シオカラトンボ *Orthetrum albistylum speciosum*，その他の昆虫，そして9月はカマキリ類，コオロギ類，ノコギリカミキリ *Prionus insularis insularis*，ニイニイゼミ *Platypleura kaempferi* となっている．月不明の個体からは，ヤマジガバチ *Ammophila infesta*，アリ科sp.，チョウ類幼虫が検出された．しかしいずれの場合も個体が採集された場所は不明であった．

三重県伊賀町では，本種3羽によるアカマツに造られた巣への給餌がビデオカメラにより撮影されている（前澤，1990）．映像分析の結果，3羽が訪巣した回数は，6月5日から10日までの期間に27回で，その食物動物の内訳は，カエル類10，ネズミ類1であった．また，6月20日にはシマヘビ *Elaphe quadrivirgata* 1，7月7日にはモグラ類1が確認された．3羽の給餌というのは，一妻多夫型の複数オスによる協同繁殖型の可能性が示唆される行動である（前澤，1990）．

本種は，マツ類，スギ，ヒノキなど見晴らしの良い木の枝や水田内の電柱あるいは杭の上から地面を伺い，谷津田，畑，果樹園，伐採跡地等でヘビ・トカゲ・カエル類などの小動物を採食する行動が小島（1982）や池野（1994）により観察されている．また，酒井ら（2001）によると，本種の止まり木としては，周囲に広葉樹が多く，樹冠がとがり，周囲よりも高い針葉樹が利用される傾向があることが報告されている．渡良瀬遊水地では，1998～1999年4～7月の2年間にサシバ5羽の347例の採食行動が観察されている（平野ら，1999）．主な食物は，トウキョウダルマガエル *Rana porosa* やニホンアマガエル *Hyla japonica* またはシュレーゲルアオガエル *Rhacophorus schlegelii* などのカエル類，ニホンカナヘビ *Takydromus tachydromoides*，ヘビ類，ハタネズミ *Microtus montebelli*，バッタや毛虫などの昆虫類であった．捕獲に成功した174例の獲物のうち，トカゲ類が最も多く，次いでカエル類，ネズミ類の順であった．宇都宮市から芳賀郡にかけての谷津田が卓越した地域における本種の2カ所

の巣の観察例では、カエル類（ニホンアカガエル *Rana japonica*、トウキョウダルマガエル、ニホンアマガエル）がそれぞれ52%（N=27）、80%（N=24）と最も多く、また、採食地点の観察でも、採食動物の78%（N=21）がカエル類であった。その他には、ヘビ類、ネズミ類、モグラ類、スズメ、チョウ目幼虫、バッタ目の昆虫、カブトムシ *Trypoxylus dichotomus* 等が観察されている（百瀬ら、2000）。池野（1994）による茨城県土浦市における6月の観察では、クビキリギス *Euconocephalus thunbergi* 33.3%、その他昆虫類11.1%、カエル類16.7%、ヘビ類5.6%、トカゲ類5.6%、キジ *Phasianus colchicus* 5.6%が観察されている。

茨城県土浦市における池野（1994）の観察では、谷津田での採食は、耕作中の水田かその周辺が選好され、休耕中か放棄された水田を忌避すること、また、耕作中の水田でも稲が約20cm程度の草丈になると、本種の行動圏が谷津田の周辺に拡大することが観察されている。また、同じく茨城県土浦市における及川・福田（1995）の調査では、繁殖前期の4・5月にはヘビ・トカゲ・カエル・モグラ・ネズミ類が水田周辺で採食され、繁殖期後期である6月中旬以降はバッタ類等の昆虫類が主に採食され、水田周辺ではほとんど採食行動が観察されなくなったことが報告されている。そして、平野ら（1999）による渡良瀬遊水地での観察では、採食が行なわれた環境は農耕地が最も多く、次いで堤防などの草丈の低い草原であり、広大な面積を占めるヨシ原は、ヨシの伸びる前の4月を除いてほとんど利用されなかったことが報告されている。これらのように、本種の食物動物と採食場所が季節によって変化する興味深い観察が報告されており、それは採食地点の草丈との関係が示唆されている。

越冬地である沖縄県宮古市伊良部島では、リュウキュウマツ *Pinus luchuensis*、モクマオウ *Casuarina stricta*、または電線などにパーチし、ツチイナゴ *Patanga japonica*、バッタ類、ハツカネズミ類を畑周辺で採食し、トカゲ・ヘビ・カエル類を森林周辺で採食する行動が観察されている（久貝、1988）。また、石垣島では、サトウキビ畑、採草地、放牧地に設置されて

いるスプリンクラーがパーチとして頻繁に利用され、バッタ類などが採食されることが報告されている（樋口ら、2000；呉ら、2002）。

また、食物動物であるヘビ類の捕食者としてのサシバについての記録からは、アオダイショウ *Elaphe climacophora*、シマヘビ、ヤマカガシ、ジムグリ *E. conspicillata*、マムシ *Agkistrodon blomhoffii blomhoffii*、ヒバカリ *Amphiesma vibakari vibakari*、ヤマカガシの採食（田中・森、2000）が報告されているものの、時期や場所については不明である。

以上のことから、本種は、周囲の眺望が良い主に針葉樹の梢や枝や電線やスプリンクラー等から食物動物を探し、水田や畑等の開けた環境にいる小動物を捕らえる待伏せ型の採食行動をとるといえる。主な食物動物としては、カエル類、ヘビ類、トカゲ類等の両生・爬虫類、鳥類、ネズミ類、モグラ類等の小型哺乳類、バッタ類、甲虫類等の昆虫類など多様である。繁殖地では、繁殖後期の夏になるにつれ、採食場所が水田からその周囲に変わり、主な食物動物は昆虫類となるようである。その理由としては、夏になるにつれ水田植生の草丈が高くなると、主に地上で採食する本種にとって、採食活動が困難になるためではないかと予想される。このことについては、第4章第1節2節で分析を試みた。

第4節 研究の方法と構成

本論文は、図1-1に示すように、本章を含む5つの章から構成される。本研究では、サシバの生息地における本種の行動特性と環境要求性を分析するために、すでに述べたように本種の生息地を4つのスケールでとらえた。なぜなら、広域的なものから地域的、あるいは局地的なものまでの様々なスケールごとに動物が必要とする環境要求性や行動特性が異なるためである。スケールごとにそれらを分析することは、動物への理解が深まるだけでなく、生息地の保全や管理という実際的な計画や行動の際にも効果を発揮する。武内・横張（1993）は、ピオトープの保全・創出において、分析と評価のための3段階の空間スケールを提示し、それぞれをマクロスケール、メソスケール、ミクロスケールとしている。一ノ瀬

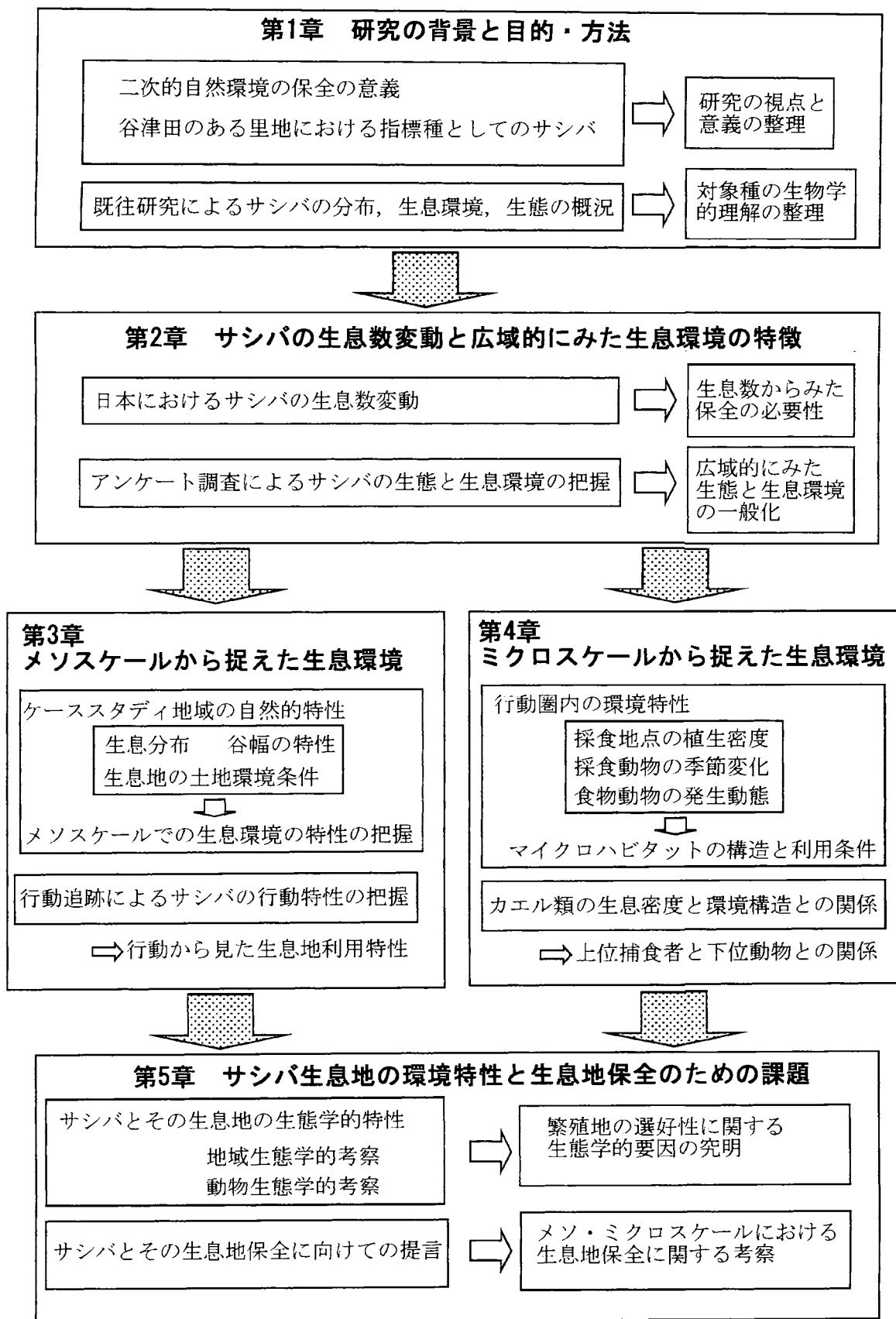


図1-2 本論文の構成

(2001) は、3段階のスケールを設定し、メッシュ解析、多変量解析を用いて鳥類群集を規定している環境要因を分析した。本研究の各スケールの縮尺は、これらと多少ずれている部分もある。しかしそれは、対象とする生態系や動物種の最適スケール尺度の違いから生じるものであり、基本概念は共通している。

まず本章では、本研究で対象とした猛禽類サシバの生息地である里地や里山の現状と、里地や里山に代表される二次的自然環境における生物多様性の維持機構と保全の意義について概観した。そして、本種を指標種として保全する意義と、その生息地を様々な空間スケールでとらえ、スケールごとに本種の行動特性と環境要求性を明らかにすることが、本種の保全に貢献する考えを示した。第2章では、はじめに生息数の増減について分析した。そして、アンケート調査において、マクロスケールからミクロスケールで捉えられる本種の生息地の環境特性について、広域的かつ一般化して分析した。第3章では、第2章で提示されたメソスケールでとらえられた生息環境の中で、本種の生息と関わる土地環境条件と本種の行動特性を分析した。第4章では、第2章で提示されたミクロスケールでとらえられた生息環境の中で、本種の採食地点の環境構造、食物動物の発生動態、そして微細な構造およびその変化と主要な食物動物のカエル類の生息との関係について分析した。第5章では、第2章から第4章で提示された、スケールごとの本種の行動特性と環境に対する要求性を整理し、本種の保全について考察した。

第2章以降の各章の構成と主要な内容を以下に述べる。

第2章は3節に分かれる。第1節では、沖縄県宮古諸島伊良部島に渡りの途中に通過する本種の個体数調査の1973年以降の記録にもとづいて、日本に生息するサシバ全個体群の個体数変動を分析し、近年減少傾向にあることを示した。

第2節では、これまでにサシバの調査や研究が行なわれた地域での、本種の一般的生態と生息環境について既往研究を整理した。これまで本種の生態と生息環境については関西・北陸・中部・関東地方、北伊豆諸島、南西諸

島で調査がなされている。それらを通じて本州では雑木林と水田のある農村地帯で繁殖すること、繁殖地内の樹林と水田の隣接長、樹林面積および谷地形に環境選好性が見られたことが示された。また、道路建設や宅地造成等で生息地が減少していることが示された。

採食行動や食物動物の調査では、これまでの胃内容分析、巣への給餌の観察、そして採食行動の観察結果をまとめた。サシバは、小型哺乳類から鳥類、爬虫類、両生類、昆虫類まで幅広く利用していることが示された。また、季節の進行に伴い、採食地点が水田からその周辺に移行するのにあわせ、採食動物が両生・爬虫・哺乳類から昆虫類へ変化することが観察されたことを示した。

第3節では、全国的なサシバの一般生態と生息環境を把握するため、猛禽類に関心を持って調査をしている有識者に本種の一般的生態と生息環境についてアンケート形式で質問した。生息確認地点数が増加または変化がない地域と、減少している地域があり、生息確認地点が減少している地域では開発の影響との関連性が等質性分析によって示された。繁殖地は丘陵地に多く、ほとんどの繁殖地に森林と水田が含まれ、また、営巣木としては針葉樹が主に利用され、水田環境は採食地点として利用されていることが示された。また、繁殖地として利用された谷津田のある里地の状況は、谷津田は、比較的小規模で、ほぼ全面水田耕作がされており、周囲を連続した森林や斜面林で囲まれていること、繁殖地のほとんどが民有地であり、いかなる保護区にも指定されておらず、開発による繁殖への影響を受けていることを示した。

メソスケール以下の分析では、本種の一般的な生息環境である谷津田のある里地をケーススタディ地域として設定した。第3章では、メソスケールで捉えられる千葉県印旛沼・手賀沼流域の谷津田のある里地において、前章で提示されたサシバの生息環境や環境選好性、行動特性について調査し分析した。ここでは、このメソスケールにおける本種の生息地選択における景観構成要素の量と質について把握することを目的とした。

第1節では、調査対象地の自然的特性につい

てまとめ、調査地が、台地と低地、そして台地平坦面と低地平坦面との段丘崖斜面の地形によって構成され、また、台地面は畑地や集落、低地面は谷津田、そして段丘崖は斜面林として土地利用がなされていることを示した。

第2節では、生息分布と生息地点間距離および谷幅の特性について調査、分析し、千葉県印旛沼流域鹿島川水系では22地点で生息を確認したこと、生息地点の多くは500~1000m間隔で点在し、生息地点の谷津田の谷幅は全体の77.3%の地点が20~80mであったことを示した。

第3節では、千葉県手賀沼流域におけるサシバの生息の有無と各景観構成要素の土地環境との関係について分析し、生息確認地点の谷津田面積、斜面林面積、水田耕作面積は生息未確認地点のそれらより有意に大きかったこと、また、生息確認地点は谷津田の面積に対する斜面林の面積比および、水田耕作面積比がそれぞれ高く、さらに谷津田の周囲長に対する谷津田と斜面林の隣接長比が高い土地環境であったことを判別分析によって明らかにした。

第4節では、千葉県印旛沼・手賀沼流域において、サシバ繁殖オス11個体についてラジオ・テレメトリ法により個体追跡調査について分析した。枝等に止まって食物動物を探索する場所（パーチ）を地図上にプロットし、パーチでの滞在時間とパーチ間距離等を計測し、行動特性を分析した。繁殖期間を通して、パーチで約7分程度の短時間滞在しながら、短距離のパーチ間を小刻みに移動する探索型の採食行動を行ないながら斜面林の林縁部の見晴らしの良い木立で食物動物が見つかるまで待機する待伏せ型の採食行動も同時に行なう探索待伏せ型の採食行動様式をとることを明らかにした。そしてこの採食行動様式は、細長い谷津田に沿って連続した斜面林とその外側には畑等の開けた空間が水平方向に配列し、斜面林は両側の谷津田や畑等よりも垂直方向に高い構造を有するこの生息地において、効率の良い戦略であることを考察した。

第4章では、千葉県印旛沼・手賀沼流域の谷津田のある里地におけるサシバの生息地にお

いて、ミクروسケールで捉えられるサシバの行動圏内部の微細な土地環境における構造とその変化が、本種の環境選好性や行動特性、食物動物の発生動態や生息にどのように関係しているかを把握することを目的とした。

第1節では、サシバの採食地点の季節変化と植生密度を調査し分析した。採食地点は、5月上中旬には水田や畦等の水田環境であったが、5月下旬以降は斜面林での割合が漸増し、7月上旬以降はすべて斜面林に移行したことを示した。また、植生密度を示す植被率と草丈は、採食の成否に影響を与えており、特に草丈はそれに大きく関係することを明らかにした。また、季節の進行に伴い、水田環境は採食には不適な環境になることを示した。

第2節では、サシバの行動圏内の谷津田と斜面林において食物動物の発生動態を調査し分析した。5月上中旬はカエル類の生息密度が高く、6月上旬にはカエル類と大型昆虫等の生息密度に有意差はなく、7月上旬になると大型昆虫等の生息密度が有意に高くなることを示した。

第3節では、目視観察と巢内のビデオカメラ撮影による採食動物の季節変化を調査分析した。採食動物の割合は、食物動物の発生動態とほぼ同様の傾向が認められ、時期に応じて生息密度が高い食物動物を採食動物として利用していることを示した。

第4節では、谷津田のある里地において、主要な食物動物であるカエル類について、行動圏内の微細な環境構造の違いと生息密度との関係进行分析した。パイプラインによって用水が供給され、コンクリート護岸の排水路では、ニホンアマガエルの生息密度がニホンアカガエルのそれを有意に上回り、またニホンアカガエル生息密度はニホンアマガエルより環境構造に左右されることを数量化Ⅰ類の分析で明らかにした。また圃場整備の進行に伴い、ニホンアカガエルとトウキョウダルマガエルは減少する傾向があることを示した。そしてサシバの食物動物となる下位の動物の環境要求性を把握することが、本種の保全に貢献することを考察した。

第5章では、前章までの結果をふまえ、サシバの行動特性と生息地の環境特性を総合考察

し、生息地保全のための課題を考察した。本種が繁殖地とする、谷津田と斜面林が複合した特徴のある垂直構造とそれが連続した水平構造は採食地として適しており、本種はその構造と機能が季節にともなって変化するのに順応してその環境を利用していることを明らかにした。また、行動圏内に生息する主要な食物動物のカエル類は、水田の圃場整備に伴う微細環境の構造と機能の変化によって生息数に影響を受けることを明らかとした。

サシバの生息地の環境特性に順応した行動特性と環境選好性から、本種の生息地を保全するために、1) 耕作条件の良くない谷津田でも稲作を継続すること、2) 谷津田を圃場整備する際には、カエル類等の小動物の生息に配慮した構造および工法を採用すること、3) 谷津田に面した斜面林は分断させず残存させることの3点を提言した。

第2章 サシバの生息数変動と広域的にみた生息環境の特徴

サシバには繁殖地と越冬地を季節的に移動する渡りという行動が知られている（例えば、武田，1989；Kugai,1996；樋口ら，2000）。すなわち、本種の生息圏は繁殖地と越冬地、その渡りの経路上にある中継地を含む東アジア全域とみなすことができる。したがって、サシバの生息を超マクロスケールでとらえたとき、本種の生息に必要な要因として、例えば温帯から亜熱帯・熱帯にいたる気候帯や、南北に連なる列島や諸島の位置関係、また、モンスーンアジアからオセアニア地域にいたるいわゆる「グリーンベルト」と呼ばれる連続した森林植生（井上，1998）の存在などがあげられる。また、動物地理区では、サシバの生息圏は旧北区と東洋区にまたがる地域が含まれる広域なスケールで捉えられる。このスケールでの本種の生息に必要な要因を分析するためには、渡りと気候や気象との関係、越冬地や中継地における生態や環境選好性などの多くの知見が必要である。現在、アルゴシステム（Argos Data Collection and Location System）（藤田・樋口，1995）を用いた本種の渡りの追跡調査が行なわれ、渡りの経路や中継地における滞在時間、越冬地における環境

選好性などのデータが収集されつつある（森下ら，2000；樋口ら，2000，2002）。しかし、このスケールにおけるサシバの生息条件は、気候環境等の土地環境とは別の要因によっても強く支配されていることから、本研究の対象とはしない。

この章では、日本におけるサシバの生息数変動と全国的な生息環境の特徴と一般的な生態を把握することを目的とした。まず、第1節では、沖縄県宮古諸島伊良部島における約30年間にわたる本種の個体数調査の結果から、日本における本種の生息数変動を分析した。第2節では、全国の猛禽類に関する有識者を対象としたアンケート調査により、マクロスケールからミクロスケールで捉えられる本種の生息環境の特徴と一般的な生態を全国的な広域な範囲において分析した。

第1節 日本におけるサシバの生息数変動

1-1 目的と分析データ

九州以北で繁殖活動を終えたサシバは、9月から11月にかけて越冬のために南方への渡りを行なう。そのほとんどの個体が琉球列島を渡りの経路としてしていると考えられている（Kugai,1996）。琉球諸島における島嶼間距離が最長の久米島から宮古島にいたる区間は、南下の渡りの際の最大の難所と考えられており（久貝，1991）、宮古島やその西方約8kmの伊良部島には渡りの途中の個体が数多く滞在する（Kugai,1994；久貝，1997）。それは、これらの島では近年までサシバを捕獲し、食料にしたり、玩具にしたり、あるいは交易物として利用するなど、本種が通過するだけのほかの島ではみられない文化が発達していた（Kugai,1994）ことからもうかがわれる。そして、この宮古諸島の伊良部島は、日本に繁殖のために渡来し、越冬のために南下する本種の中継地と越冬地となっており、1973年から宮古野鳥の会を中心に、本種の渡りの個体数調査が行なわれている（Kugai,1996）。

一般には、野外にいる動物の個体数を正確に把握することは難しい（久野，1986）。しかも、生息範囲が広い動物ほど、個体数の正確な把握は限りなく不可能に近いと思われる。しかし、宮古諸島の伊良部島は上記のような

理由により、本種の主要な渡りの中継地であり、渡りの期間中に精力的な調査が実施されている。また、ここで調査された本種の個体は、繁殖に参加した個体とあらたに加わった幼鳥、繁殖に参加しない若鳥（小島，1982；及川・福田，1995）が含まれ、日本に生息する本種の全個体群を構成すると考えられる。さらに、この島は、30.5km²と小さく、また最高地点の海拔が88.8mで全域が平坦であるため（久貝，1997）、個体数調査に適した条件を備えている。以上のことから、このような条件での継続的な個体数調査にもとづく結果を分析することにより、日本に生息する本種の生息数の変動の把握が可能となると考えられる。

そこで、ここでは日本における本種のこの約30年間の生息数の増減傾向を分析することによって、保全の必要性を議論する上での資料とすることを目的とした。

1-2 分析方法

1973年から2001年までに調査されたサシバの個体数の結果をもとにした個体数変動を把握するために、時系列データに対し長期的な傾向を表す滑らかな曲線を作ることのできる指数平滑化法による時系列分析を行なった。指数平滑化法における平滑化定数 α は0以上1以下の値をとり、平滑化定数が1の場合、平滑値はデータに一致し、平滑化定数が小さければ、平滑値は過去のデータの傾向に従う特徴をもっている。ここでは、平滑化定数 $\alpha=0.1$ 、および0.3について分析した。また、増減の傾向の変わる年の前半、後半の2時期について、単回帰分析を行なった。データは、宮古野鳥の会のもとに作成された、宮古島のホームページ（<http://miyakojima.net/>）を参照した。分析には、エクセル統計（社会情報サービス社製）を用いた。

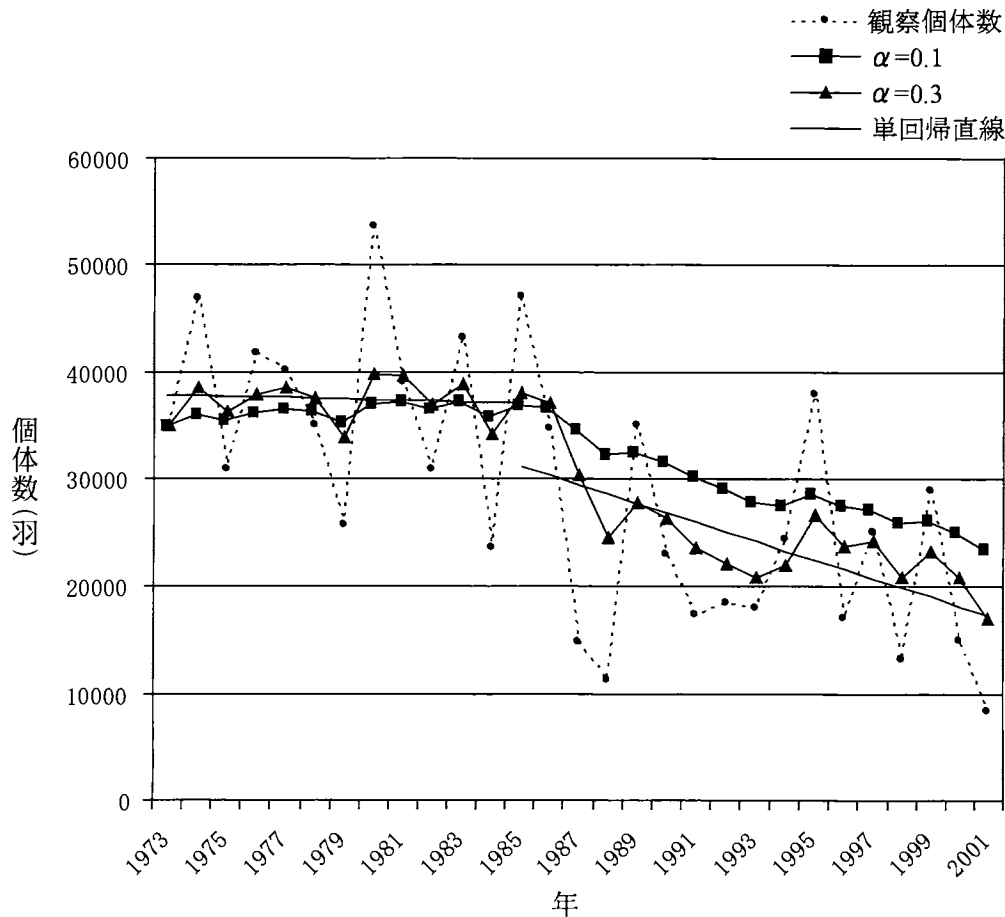


図2-1 沖縄県宮古島におけるサシバの秋の渡りの観察数の年変動-●-は観察個体数(宮古野鳥の会による), -■-, -▲-指数平滑化法による平滑化定数0.1, 0.3をそれぞれ示す。

1-3 結果

沖縄県宮古諸島伊良部島を秋に通過するサシバの観察個体数の変動と、その傾向について図2-1に示した。指数平滑化法における分析では、平滑化定数 $\alpha=0.1$ 、および0.3のいずれの場合も、1985年を境に個体数は漸減する傾向が認められた。そこで、1973年から1984年を前半、1985年から2001年までを後半として、それぞれ単回帰分析を行なった。前半はほぼ横ばい ($y=-493.6x+1013769.5$, $R^2=0.04$, $F_{1,10}=0.43$, $p=0.53$)、後半は、有意差は認められなかったものの、減少傾向にあることが認められた ($y=-888.3x+1793280.1$, $R^2=0.18$, $F_{1,15}=3.24$, $p=0.09$)。

1-4 考察および小括

10年以上継続している全国各地の探鳥会の鳥種出現記録について分析した森下・樋口(1999)によると、本種の減少傾向が示された地点では、1980年代が本種の半減期(出現確率=0.5の時の年)であることが示されており、本分析結果と一致した。

年による観察個体数の変動幅が大きいことについては、その年の繁殖成功率や、越冬地での生存率の良し悪しなど(Newton,1979)が考えられるが、その分析についてはここでは行っていないため、今後の課題としたい。

以上のことから、日本における本種の生息数は、1973~1985年まではほぼ横ばいで推移し、その後漸減する傾向であるとまとめられる。

第2節 アンケート調査による繁殖地のサシバの生態と生息環境の把握

2-1 目的

本節では、アンケート調査にもとづいて、日本全国におけるサシバの一般的生態とマクロスケールでの生息環境の特徴や保全上の課題等の把握を目的とした。アンケート調査法は、日本各地のサシバの一般生態的な特質や生息環境の特徴等を抽出でき、全国的な傾向を包括的に把握するのに最も効果的な方法といえる。全国の猛禽類に関する有識者に対し、本種の生息数の増減、営巣地周辺の環境、繁殖生態、保全上重要な問題点等について質問

した。その上で本種の生息数の動態、一般的生態と生息地の環境特性について解析し、本種の保全への課題について考察した。

2-2 調査方法

(1) アンケート票の設問の設定

本研究では、「サシバ生息概況調査票」と「サシバ繁殖状況調査票」の2種類の調査票を作成した(付表1, 2)。前者では、サシバの全国的な生息状況とその変化を知る目的に、被験者の在住する都道府県でのサシバの生息数の変化、1995年から1997年の期間に生息および繁殖記録のある市町村、文献等を質問した。後者では、繁殖地におけるサシバの生活史と生息環境、および保全に関する項目についての把握を目的とした。1995年から1997年の期間に繁殖を確認している場合について回答を求めた。繁殖地の地形・標高・周辺環境、繁殖段階、巣立ち雛数、営巣木の種類・状態・樹高・胸高直径、架巣タイプ、繁殖地の土地所有状況・保護区の指定状況、採食場所と採食動物に関しては選択式とし、また、繁殖における開発の影響、繁殖失敗の原因、他種鳥類との種間関係に関しては、記述式で質問した。繁殖状況に関する設問に対しては、繁殖の確実性を統一するために、繁殖のレベルを設定し、繁殖のレベル1) または2) をその地点における繁殖とみなし、観察地点における繁殖のレベルの記入を求めた。繁殖地の生息環境に関する設問に対しては、繁殖地の定義として、観察地点(複数ヵ所ある場合にはその中心)から半径約500mの範囲とした。また、同一被験者でも複数の繁殖地を観察している場合には、アンケート票をコピーしてもらい回答を求めた。

なお、繁殖のレベルは以下の通りである。

- レベル1) 営巣あるいは造巣行動(巣材集め)および繁殖行動(求愛給餌、餌運び)を確認した。
- レベル2) 渡りの時期以外に対象地域で樹木や電柱などに止まっているのを2回以上観察した。あるいはペアを確認した。*対象地域とは観察地点(複数ヵ所ある場合はその中心)から半径約500m内の地域をさす。

- レベル3) 渡りの時期以外に対象地域で飛んでいるものや鳴き声を確認した。
- レベル4) 渡りの時期以外に対象地域で姿は確認していないが、鳴き声を確認した。
- レベル5) 渡りの時期以外に対象地域で姿も鳴き声も確認していない。

(2) 被験者の選定とアンケートの実施

本アンケート調査は、(財)日本野鳥の会保護・調査センター、日本オオタカネットワーク(JAWG)と共同でアンケート票の作成、発送、回収、集計を行ない、東京大学大学院農学生命科学研究科生物多様性科学研究室の樋口広芳教授と森下英美子氏と共同で分析を実施したものである。アンケート調査票を送付した団体または個人は、日本野鳥の会全国各地の支部、日本野鳥の会が委託をうけている日本各地の「サンクチュアリ」、日本オオタカネットワークの会員、猛禽類に関心を持って調査をしている日本各地の研究者で、被験者が全都道府県に網羅されるように配慮した。送付数は、団体86、個人124であった。団体宛てに送付した場合においても、個人の観察記録や資料・文献をもとに個人から回答をもとめた。

アンケート調査票の送付は、1997年12月までにすべて終了し、1998年2月28日までに回答をもとめた。

(3) 集計方法

得られたアンケート票をひとまず都道府県別に集計し、設問に応じて日本全国、あるいは地方に集計しなおした。

選択式の設問の集計に関しては、「不明」と回答したもの、および「無回答」を全回答数から引いた値を総計とし、ある設問に対する個々の回答は、得られた実数ではなく、総計に対する割合として表現した。繁殖地の生息環境に関する全ての設問に対しては、厳密な繁殖地の特定が求められるため、繁殖のレベルが1)と2)以外を集計から除外した。

(4) 分析方法

生息確認地域数の増減、繁殖地の環境、繁殖段階、営巣木の特徴、開発による生息への

影響の分析については、カイ2乗検定を行なった。項目ごとに割合の比較が必要な場合には、Harberman法による調整済み残差分析(Harberman, 1973)を行なった。調整済み残差は、平均0、標準偏差1の正規分布に近似的にしたがうため、5%の標準正規偏差値である1.96より大きいか、または-1.96より小さければ有意性があるとした。検定はすべて両側検定、有意水準を5%とした。解析には、SPSS10.0J(エス・ピー・エス・エス社製)を用いた。

(5) 各論

1) 都道府県別に見た繁殖期の分布状況

1995年から1997年の期間内にサシバの生息、または繁殖が確認された市町村を記述してもらった。その上で、「繁殖確認」、「生息確認」、「回答無し」、「生息未確認」について、都道府県別に集計した。また、(旧)環境庁自然保護局生物多様性センターの自然環境保全基礎調査鳥類調査中間報告書(1999)をもとに、「繁殖確認」、「生息確認」について、同じく都道府県別に集計し、アンケート結果と合わせて地図化した。

2) 生息数の増減が確認された観察地域数の割合

被験者がサシバの観察をしている地域における生息数の増減についての質問を行なった。ここでは、観察地域において本種が生息していることのみを前提としており、生息数の増減確認の判断については被験者に委ねた。回答が寄せられた153の観察地域での結果、つまり「増加」、「減少」、「変化無し」が判断された地域数を地方ごとに集計し、地方ごとの「減少」と「変化無し」の割合について、全国割合とカイ2乗検定により比較した。分析の際、増加した地域が2地域と少数であったため、これを「変化無し」と合わせた。また、回答数の関係から、中国、四国、九州地方をまとめた。

3) 繁殖地の地形と標高

地形を「山地(山岳)」、「丘陵地(低山)」、「台地」、「低地」に区分し、観察地点におけるサシバの繁殖地の地形について質問した。有効回答を得た本種の繁殖地164地点の地形がどの地形区分に関係があるかを知るために、日

本全土における地形別面積比（全国地形区分比）と比較した。全国地形区分比は、平成4年度国土数値情報作成調査（国土庁、1992）をもとに北海道・沖縄を除いて算出した。本種の繁殖地の地形区分比と全国地形区分比をカイ2乗検定によって分析した。

また、観察地点の標高について、記述式で質問した。有効回答を得た157地点について、標高50m階級で頻度分析した。

4) 繁殖地の土地利用とその組み合わせ

繁殖地に含まれる土地利用を選択（複数回答可）してもらい、同時に面積の大きい順に1から番号を記入してもらった。環境要素として、森林、伐採地、草地、水田、畑、集落、市街地、裸地、河川、湖沼、海岸、その他を設定した。選択肢のうち、森林と伐採地を合わせ「森林・伐採地」に、草地、畑を合わせ「畑・草地」に、集落と市街地を合わせ「集落・市街地」に、湖と沼とダム（その他のうちのダムを含む）を合わせ「湖沼・ダム」に、海岸、その他とし集計し、その割合を算出した。なお、上位5位未満は分析対象から除外した。

5) 繁殖地内の水田の形状と整備の状態

前述のサシバの繁殖地に含まれる土地利用の中で、水田が含まれると回答した被験者を対象に水田の形状および整備状況を質問した。水田の形状については、「大区画水田」、「谷津田」、「その他」とした。大区画水田を傾斜度が1/300未満で整備済みの圃場と定義し（農林水産省構造改善局、1992）、全水田面積に対する大区画水田面積の割合を大区画水田率とした。本種の繁殖地における大区画水田率と全国比との比較をカイ2乗検定で分析した。水田の整備状況については、圃場面の整備の有無（乾田と湿田）、用排水路の整備の有無（コンクリート護岸水路、素掘水路）に整理して集計した。本種の繁殖地選択と圃場整備の有無との関係を知るために、繁殖地に含まれる水田の圃場整備率（乾田化率）および水路の圃場整備率（コンクリート化率）と全水田の圃場整備率との比較をカイ2乗検定で分析した。全水田の圃場整備率は、第3次土地利用基盤整備基本調査（農林水産省構造改善局、1992）

をもとに、北海道と沖縄を除くすべての都府県の圃場整備率から算出した。

6) 繁殖地内の谷津田の形状と林の生育状態

サシバの繁殖地に含まれる水田の形状が谷津田であると回答した被験者に対し、谷津田の奥行き（500m未満、500m以上1000m未満、1000m以上）、幅（100m未満、100m以上500m未満、500m以上）のそれぞれ3階級について質問した。有効回答数102地点の谷津田の奥行きと幅についてクロス集計し、セルごとの度数と調整済み残差を算出した。

また、本種の繁殖地に含まれる谷津田の耕作状況と谷津田周辺の林の状態について質問した。谷津田の耕作状況については、「100%水田耕作されている」と「わずかに休耕田・放棄田がある」を合わせた「全面水田耕作または一部休耕・放棄田がある（全面耕作／一部休耕放棄）」、「かなり休耕田・放棄田がある（かなりの休耕放棄）」、「ほとんど水田耕作されていない（水田耕作無し）」の3階級、谷津田周辺の林の状態については、「連続した森林に取り囲まれている」と「連続した斜面林に取り囲まれている」を合わせた「連続した森林または斜面林に取り囲まれている（連続した森林／斜面林）」、「やや分断された斜面林に取り囲まれている（やや分断された斜面林）」、「かなり分断された斜面林がある（かなり分断された斜面林）」、「ほとんど林がない（ほぼ林なし）」の4階級とした。有効回答数102地点の谷津田の耕作状況と谷津田周辺の林の状態についてクロス集計し、セルごとの度数と調整済み残差を算出した。

7) 繁殖段階とその時期

営巣を確認している被験者に対して、造巣期から巣立ち期までの繁殖段階の確認時期を質問した。確認時期は、3月上旬から9月下旬以降までを設定した。各繁殖段階につき複数時期の回答があった場合は、各時期を有効回答として処理した。また、各時期の有効回答数が1件のものは集計から除外し、繁殖段階における各時期に占める有効回答数の割合を算出した。

また、同じく、営巣を確認している被験者に対して、巣立ち雛数を質問し、平均巣立ち

離数を算出した。

8) 営巣木の樹種と状態

営巣を確認している被験者に対して、営巣木やその状態について質問した。樹種または木の種類として、アカマツ、スギ、ヒノキ、その他の針葉樹、落葉広葉樹、常緑広葉樹、その他とし、アカマツ、スギ、ヒノキ以外の場合は、樹種を記してもらった。樹種または木の種類ごとに営巣木の割合を算出した。

また、営巣木の状態について、健全（樹木活力度が高い）、不健全（樹木活力度が低い）、枯死の3階級で質問し、その割合を算出した。また、その割合をカイ2乗検定した。なお、不健全とは、樹冠の葉の一部が枯れていることを意味する。

9) 営巣木の樹高・巣高・胸高直径および架巣タイプ

営巣を確認している被験者に対して、営巣木の樹高・巣高・胸高直径および架巣タイプについて質問した。営巣木の樹高・巣高・樹高に対する巣高の割合・胸高直径について平均、標準偏差、範囲を算出した。

また、架巣タイプについては、又型（幹の又上の部分）、樹幹型（幹から横枝が張りだした部分）、枝先型（幹から1m以上離れた枝先）の3階級について質問し、それぞれの割合を算出した。そして、その割合をカイ2乗検定した。

10) 繁殖地の土地所有および保護区の指定状況

営巣を確認している被験者に対して、繁殖地の土地所有および保護区の指定状況について質問した。土地所有については、「民有地」と「公有地」、保護区の指定については、「未指定」、「鳥獣保護区」、「鳥獣保護区特別地区」、「猟銃禁止区域」の別を問い、「未指定」と「保護区」として集計した。「民有地」と「公有地」、「未指定」と「保護区」のそれぞれの割合についてカイ2乗検定を行なった。

11) 繁殖における開発の影響

営巣を確認している被験者に対して、繁殖における開発の影響について記述式の質問をした。開発の影響の有無を都府県で集計した。ま

た、開発の影響の事例を項目ごとに整理した。

12) 繁殖失敗の有無とその理由

営巣を確認している被験者に対して、繁殖失敗の有無とその理由について記述式の質問をした。繁殖失敗の有無を都府県で集計した。また、繁殖失敗の理由について整理した。

13) 種間関係と思われる行動

サシバの行動を観察している被験者に対して、種間関係と思われる行動について記述式で質問した。種間関係と判断できるものを整理した。

14) サシバが採食した動物と採食地点の土地利用

サシバの採食行動を観察している被験者に対して、採食した動物の種名と採食地点を一部記述式で質問した。採食した動物について哺乳類、鳥類、両生類、爬虫類、昆虫類、その他の動物として有効回答数と種名または種類をまとめ、種類ごとの割合を算出した。また、本種の採食地点を水田、畦、農道、車道、土手、水路、河原、斜面林、その他として質問し、土地利用ごとに割合を算出した。水田、畦、土手、農道、水路を「水田環境」、車道、河原、その他を合わせて「その他」、そして「斜面林」として、その割合についてカイ2乗検定で比較した。

15) サシバの生息数の増減に影響のある要因

サシバの生息確認地域数の増減に影響をおよぼしている要因を探るため、本種の生息確認地域数の増減と関連のあると考えられる、本種の繁殖地における土地所有の状況、保護区の指定状況、開発の影響の有無について等質性分析 (Gifi, 1990) を行なった。本種の生息確認地域数の増減は本節2)、土地所有の状況、保護区の指定状況は10)、そして開発の影響の有無は11) にもとづく。

等質性分析は、個体空間上でのベクトルとベクトルとの距離に基づく損失関数で定義された等質性を基準とした手法で、データ空間の次元縮小によりデータ構造の視覚化ができる分析法である。

また、等質性分析によって本種の生息確認地域数の増減と関連性が示唆された開発の影響の有無との関係についてクロス集計し、カイ2乗検定を行なった。

2-3 結果

(1) アンケート調査票の回収状況

40都道府県の134人から返答があった。134件の生息概況調査票と241件の繁殖状況調査票が得られた。秋田県、京都府、鳥取県、岡山県、高知県、大分県、宮崎県からは回答が得られなかった。

(2) 都道府県別に見た繁殖期の分布状況

1995年から1997年の期間内にサシバの生息が確認されたのは、38都府県594市町村（212地点）、繁殖が確認されたのは、31都府県166市町村（156地点）であった。アンケートで得られた都府県別の生息確認状況と、(旧)環境庁自然保護局生物多様性センターの自然環境保全基礎調査鳥類調査中間報告書（1999）か

らまとめた生息分布状況を合わせ図2-2に示した。都道府県の中で、一市町村でも繁殖または生息の確認がある場合には、繁殖または生息記録として図中に示した。アンケート結果で、新たに生息が確認された都道府県は、青森県と長崎県であった。また、新たに繁殖が確認された都道府県は、宮城県、富山県、石川県、山梨県、東京都、神奈川県、埼玉県、長野県、岐阜県、静岡県、三重県、和歌山県、奈良県、滋賀県、大阪府、兵庫県、広島県、山口県、香川県、徳島県、熊本県であった。

北海道、沖縄県では生息が確認されなかった。調査期間外では、1985年に青森県で一番（つがい）の繁殖が確認された（日本野鳥の会弘前支部、1986）。

(3) 生息数の増減が確認された観察地域数の割合

被験者がサシバの観察をしている地域で、サシバの生息数の増減について確認された153の観察地域から有効回答を得た。本種の生息

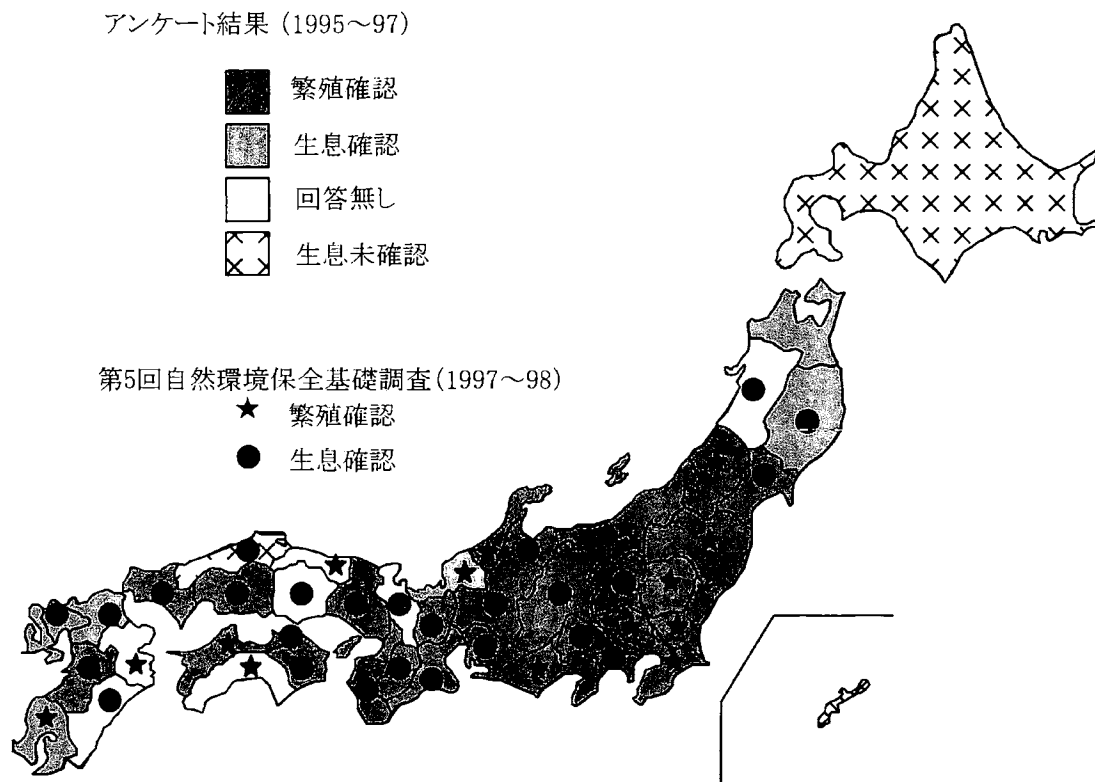


図2-2 アンケート調査および第5回自然環境保全基礎調査中間報告（環境庁，1999）による都道府県別に見たサシバの生息状況。アンケート調査において、都道府県の中で1市町村でも繁殖または生息が確認された場合には、繁殖または生息として図中に示した。

地の57.5% (88地点) の観察地域で減少, 41.2% (63地点) の観察地域で変化無し, 1.3% (2地点) の観察地域で増加した。地域による違いをみるために, 地方にまとめて示した (表2-1)。

北陸地方では, 生息数に変化の見られない観察地域の割合が有意に高かった (カイ2乗検定, $\chi^2=18.57$, $df=1$, $p<0.0001$) のに対し, 関東地方 (カイ2乗検定, $\chi^2=15.88$, $df=1$, $p<0.0001$), 関西地方 (カイ2乗検定, $\chi^2=7.07$, $df=1$, $p<0.001$) では, 生息数が減少した観察地域の割合が有意に高く, 地方により生息数の減少傾向に違いが認められた。また, その他の地方については, 生息数の減少と変化無しの割合には有意な違いは認められなかった。

(4) 繁殖地の地形と標高

本種が利用する地形区分比は, 全国地形区分比との比較において有意な違いが認められ (カイ2乗検定, $\chi^2=100.93$, $df=3$, $p<0.0001$), 地形による繁殖地の選好性に違いがあることが示された。本種は丘陵地地形を繁殖地として最も良く利用し, 統計的にも繁殖地として選好していることが示された (表2-2, 調整済み残差=9.7)。山地は丘陵地に次いで繁殖地として利用されたが, 丘陵地の約15%に過ぎず, 統計的にも山地を利用しない傾向が示された (調整済み残差=-9.0)

観察地点におけるサシバの繁殖地の平均標高は 234.6 ± 214.5 m (±標準偏差), 中央は150mで, 標高500m未満の繁殖地が全体の90.4%を占めた (図2-3)。1000m以上の繁殖地は, 長野県軽井沢市の2カ所と福島県会津高田町の1カ所であった。

表2-1 アンケート調査による地方ごとのサシバの生息確認地域数の増減。

地方	減少	変化無し	増加	合計	χ^2	p
東北	15	17	2	34	2.02	0.16
北陸	6	29	0	35	18.57	<0.0001
中部	11	7	0	18	0.09	0.77
関東	35	3	0	38	15.88	<0.0001
関西	10	0	0	10	7.07	<0.01
中国	4	3	0	7	0.09	0.77
四国	3	1	0	4		
九州	4	3	0	7		
全国	88	63	2	153	1.74	0.19

増加を変化無しと合わせて, 全国割合とカイ2乗検定により比較した。中国, 四国, 九州地方は一つにまとめた。

(5) 繁殖地の土地利用とその組み合わせ

繁殖地に含まれる土地利用について、160地点の有効回答を得た。面積の大きさが上位5位までの繁殖地に含まれる土地利用のうち、海岸は含まれなかった。各面積順位に占める土地利用割合を図2-4に示した。土地利用割合が高かった「森林・伐採地」、「水田」、「畑・草地」についてその割合をみると、「森林・伐採地」は95.0%（152地点）、「水田」は68.8%（110地点）、「畑・草地」は61.9%（99地点）

であった。また、「水田」、または「畑・草地」のうち「森林・伐採地」が同時に含まれた観察地点はそれぞれ93.6%（103地点）、97.0%（96地点）で、「森林・伐採地」と「水田」、または「畑・草地」との結びつきが強いことが示された。なお、繁殖地に森林が含まれなかった地点は、三重県河芸町（水田）、関町（水田）、広島県竹原町（水田、集落、畑・草地）、福島県会津若松市（水田、畑、集落、湖；水田、集落）の5地点であった。

表2-2 アンケート調査によるサシバの繁殖地と全国の地形区分比との比較。

	山地	丘陵地	台地	低地	N
繁殖地形区分比 ¹⁾ (%)	11.6	76.2	2.4	9.8	100 (164)
調整済み残差	-9.0	9.7	-1.1	-0.2	
全国地形区分比 ²⁾ (%)	76.9	7.7	4.8	10.5	100

1) アンケートデータによる。 2) 平成4年度国土数値情報作成調査（国土庁，1992）による。沖縄県，北海道を除く。

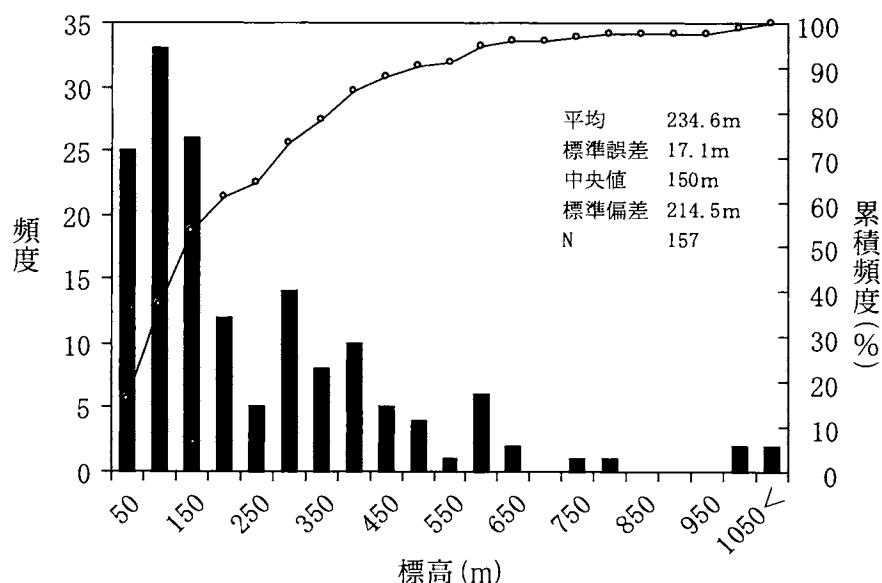


図2-3 アンケート調査によるサシバの繁殖地の階級別標高。標高クラスは50m間隔で示す。

(6) 繁殖地内の水田の形状と整備の状態

本種の繁殖地に水田が含まれた115地点の水田の85.2% (98地点) が谷津田であり、繁殖地に含まれる水田における大区画水田の割合は全国比と比較して有意に低かった (表2-3, カイ2乗検定, $\chi^2=42.81$, $df=1$, $p<0.0001$).

本種の繁殖地に含まれた119地点の水田の圃場整備率 (乾田化率) は, 全国比と有意な違いは認められなかった (カイ2乗検定, χ^2

$=0.0014$, $df=1$, $p=0.97$). 一方, 本種の繁殖地に含まれる水田の水路整備率 (コンクリート化率) は, 全水田の平均と比較し, 有意に低かった (表2-4, カイ2乗検定, $\chi^2=25.91$, $df=1$, $p<0.0001$).

以上のことから, 本種の繁殖地として利用される水田は, 水路の整備が行われていない, 素掘水路である割合が高いことが明らかとなった.

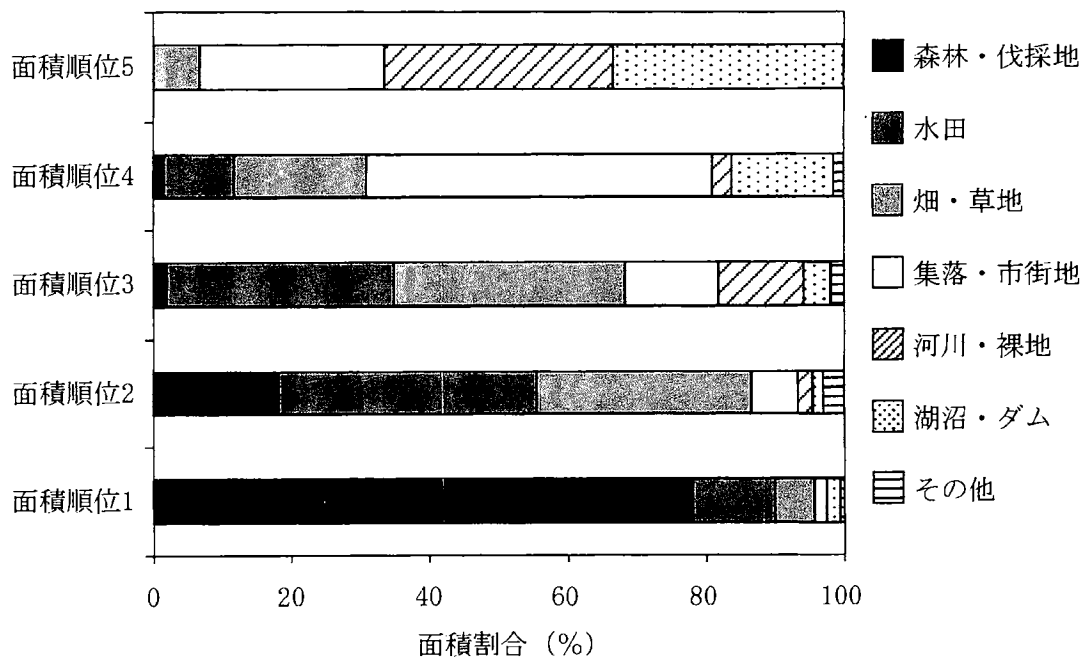


図2-4 アンケート調査によるサシバの繁殖地における観察地点から半径500m以内に含まれる土地利用の上位5位までに含まれる土地利用面積割合. 各面積順位あたりの土地利用面積割合を示す.

(7) 繁殖地内の谷津田の形状と耕作状況および谷津田周辺の林の状態

本種の繁殖地に含まれた谷津田の奥行きと幅についてのクロス表を表2-5に示した. 有効回答数102地点のうち, 奥行きは500m未満が全体の60.8% (62地点), 幅は100m未満が全体の56.9% (58地点) と最も多く占めた. 一方, 幅が500m以上の谷津田は, 全体のわずか2% (2地点) であった. 谷津田の形状としては,

奥行き500m未満, 幅100m未満の小規模な谷津田が最も多く, かつ選好性が高いことが示された (調整済み残差=3.2).

また, 本種の繁殖地に含まれた谷津田の耕作状況と林の状態についてのクロス表を表2-6に示した. 有効回答数102地点のうち, 耕作状況は, 全面耕作/一部休耕放棄が67.6% (69地点), 林の状態は, 連続した森林/斜面林が78.4% (80地点) と最も多く占めた. 一方,

表2-3 アンケート調査によるサシバの繁殖地に含まれる水田の大区画水田率.

	水田形状			χ^2	<i>p</i>
	大区画水田	谷津田	混在		
繁殖地 ¹⁾	12.2 (14)	85.2 (52)	2.6 (3)	100 (115)	42.81 <0.0001
全国比 ²⁾	56.1	43.9 ³⁾		100	

1) アンケート調査にもとづく. 2) 第3次土地利用基盤整備基本調査 (農林水産省構造改善局, 1992) にもとづく. 北海道, 沖縄県を除く. 3) 大区画水田以外の全水田割合を示す. () は有効回答件数を示す.

表2-4 アンケート調査によるサシバの繁殖地に含まれる水田の圃場整備率と水路の整備率と全国比との比較.

	圃場整備形態		χ^2	<i>p</i>
	乾田 (圃場整備)	湿田 (圃場未整備)		
繁殖地 ¹⁾	56.3 (67)	43.7 (52)	100 (119)	0.0014 0.97
全国比 ²⁾	56.1	43.9	100	

	水路形態		χ^2	<i>p</i>
	護岸水路 (水路整備)	素掘水路 (水路未整備)		
繁殖地 ¹⁾	21.0 (25)	79.0 (94)	100 (119)	25.91 <0.0001
全国比 ²⁾	56.1	43.9	100	

1) アンケート調査にもとづく. 2) 第3次土地利用基盤整備基本調査 (農林水産省構造改善局, 1992) にもとづく. 北海道, 沖縄県を除く. () は有効回答件数を示す.

水田耕作されていない谷津田は全体のわずか3.9% (4地点) で, 谷津田の周辺に林がない繁殖地点はなかった. 谷津田の耕作状況と谷津田周辺の林の状態としては, 全面水田耕作されているか一部に休耕田, 放棄田がある谷津田で, その周囲を連続した森林, または斜面林で取り囲まれている環境が最も多く占められた.

(8) 繁殖段階の時期と巣立ち雛数

造巣期から巣立ち期までの繁殖段階の確認時期を表2-7にまとめた. 造巣期から巣立ち期まで4ヵ月間を必要とした. 造巣期は4月中旬,

産卵期は5月上旬, 孵化期は6月上旬, 巣立ち期は7月上旬にピークを持ち, 育雛期は, 5月中旬から7月中旬の範囲で確認された.

巣立ち雛数については, 62地点の有効回答が得られた. 最少0羽から4羽の範囲で, 0羽4地点, 1羽12地点, 2羽24地点, 3羽20地点, そして4羽2地点であった. 1地点あたりの平均巣立ち雛数は, 2.1 ± 0.1 羽 (±標準偏差) であった.

(9) 営巣木の樹種と状態

営巣木の種類について, 101地点の回答が得られた. 営巣木としてアカマツ62.4% (63地点), スギ27.7% (28地点), 落葉広葉樹4.0%

表2-5 アンケート調査によるサシバの繁殖地に含まれる谷津田の奥行きと幅のクロス表。

階級	幅	100m未満	100m以上500m未満	500m以上	
		度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾
奥行き					
500m未満		43(42.2) 3.2	18(17.7) -3.1	1(1.0) -0.3	62(60.8)
500m以上1000m未満		12(11.8) -2.4	18(17.7) 2.3	1(1.0) 0.6	31(30.4)
1000m以上		3(2.9) -1.5	6(5.9) 1.6	0(0.0) -0.4	9(8.8)
		58(56.9)	42(41.2)	2(2.0)	102(100)

1) A. R. は調整済み残差を示す。

表2-6 アンケート調査によるサシバの繁殖地に含まれる谷津田の耕作状況と林の状態のクロス集計

階級	林の状態	連続した 森林/斜面林	やや分断さ れた斜面林	かなり分断さ れた斜面林	ほぼ林なし	
		度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾	度数 (%) A. R ¹⁾
耕作状況						
全面耕作/ 一部休耕放棄		52(51.0) -1.1	13(12.7) 0.5	4(3.9) 1.4	0(0.0) -	69(67.6)
かなりの 休耕耕作		24(23.5) 0.7	5(4.9) -0.1	0(0.0) -1.3	0(0.0) -	29(28.4)
水田耕作なし		4(3.9) 1.1	0(0.0) 0.9	0(0.0) -0.4	0(0.0) -	4(3.9)
		80(78.4)	18(17.6)	4(3.9)	0(0.0)	102(100)

1) A. R. は調整済み残差を示す。

(4地点)、その他の針葉樹2.3% (3地点)、常緑広葉樹2.0% (2地点) があり、針葉樹が全体の93.1%を占めた。その他の針葉樹には、カラマツ *Larix leptolepis* (長野県)、モミ (宮城県、千葉県)、ゴヨウマツ (福島県)、落葉広葉樹には、クヌギ *Quercus acutissima* (埼玉県)、コナラ (山口県)、ブナ (福島県)、

サクラ属 *Prunus* の1種 (神奈川県)、常緑広葉樹には、シロダモ *Neolitsea sericea* (神奈川県)、スタジイ *Castanopsis cuspidata* (長崎県) があった。

営巣木の状態について92地点の有効回答を得た。営巣木の84.8% (78地点) が健全、8.7% (8地点) が不健全、6.5% (6地点) が枯

表2-7 アンケート調査によるサシバの繁殖段階における各時期に占める有効回答数の割合(%)

繁殖段階	4月			5月			6月			7月			N
	上旬	中旬	下旬	上	中	下	上	中	下	上	中	下	
造巢期	14.5	29.1	27.3	12.7	16.4								55
産卵期			29.4	47.1	14.7	8.8							34
孵化期					12.5	25.0	43.8	12.5	6.3				32
育雛期					1.8	9.6	28.1	26.3	17.5	12.3	4.4		114
巣立ち期								4.6	15.4	46.2	27.7	6.2	65

1-10日を上旬、11-20を中旬、21日以降を下旬とした。Nは有効回答数を示す。

死であり、健全の割合が有意に高かった（カイ2乗検定, $\chi^2=109.65$, $df=2$, $p<0.0001$ ）。

(10) 営巣木の樹高・巣高・胸高直径および架巢タイプ

営巣木の樹高・巣高・樹高に対する巣高の割合・胸高直径について表2-8に示した。営巣木の樹高については85地点の有効回答を得た。5.0~30.0mの樹木が利用され、平均樹高は、 14.8 ± 5.7 m（±標準偏差）であった。

巣高については58地点の有効回答を得た。樹高2.5~16.0mの範囲に営巣され、平均巣高は 10.0 ± 3.2 m（±標準偏差）であった。また、営巣木の高さに対する巣高の割合が16.7~90.0%の範囲に営巣され、その平均は、 64.3 ± 15.6 %（±標準偏差）であった。最低巣高（2.5m）および巣高割合（16.7%）であった樹種はスギであった。

胸高直径については85地点の有効回答を得た。胸高直径15.0~165.0cmの樹木が利用された。平均胸高直径は、 37.3 ± 20.2 cm（±標準偏差）であった。最小胸高直径（15cm）はアカマツ（2例）、最大胸高直径（165cm）はスギであった。

架巢タイプについて92地点の有効回答を得た。樹幹型が67.4%（62地点）で最も多く、又型28.3%（26地点）、枝先型4.3%（4地点）で、架巢タイプの割合に有意な違いが認められた（カイ2乗検定, $\chi^2=55.91$, $df=2$, $p<0.0001$ ）。

(11) 繁殖地の土地所有および保護区の指定状況

営巣を確認している被験者に対して、繁殖地の土地所有および保護区の指定状況について質問した。繁殖地の土地所有について、96

表2-8 アンケート調査によるサシバの営巣木の生長量。

	樹高 (m)	巣高 (m)	巣高 (%) ¹⁾	胸高直径 (cm)
平均	14.8	10.0	64.3	37.3
標準偏差	5.7	3.2	15.6	20.2
範囲	5.0-30.0	2.5-16.0	16.7-90.0	15.0-165.0
N	85	58	57	85

1) 樹高に対する巣のある高さ。

地点の有効回答を得た。本種の繁殖地の89.6% (86地点) が私有地, 10.4% (10地点) が公有地で, 有意に私有地の割合が高かった (表2-9, カイ2乗検定, $\chi^2=60.17$, $df=1$, $p<0.0001$)。

繁殖地における保護区の指定状況について, 108地点の有効回答を得た。74.1% (80地点) の繁殖地が保護区に指定されていなかった。保護区に指定されていた繁殖地は25.9% (28地点) で, その内訳は鳥獣保護区13.9% (15地点), 銃猟禁止区11.1% (12地点), 特別保護地区0.9% (1地点) であった。保護区指定と未指定では, 未指定の割合が有意に高かった (表2-9, カイ2乗検定, $\chi^2=25.04$, $df=1$, $p<0.0001$)。

以上のことから, 本種の繁殖地は, 私有地で保護区の指定がされていない土地の割合が有意に高いことが示された。

(12) 繁殖における開発の影響

繁殖における開発の影響について, 108地点, 30都府県の有効回答を得た。20都府県で「影響無し (59.3%, 64地点)」, また20都府県で「影響有り (41.7%, 44地点)」であった (表2-10)。繁殖における開発の影響の内容として

は, 宅地開発23% (10地点), 道路・鉄道工事23% (10地点), ダム等の工事21% (9地点), ゴルフ場開発14% (6地点), 森林伐採・圃場整備7% (3地点), 廃棄物処分場建設5% (2地点) があげられ, すべて繁殖地の破壊, または消滅に関するものであった。

(13) 繁殖失敗の有無とその理由

営巣を確認している被験者から, 繁殖失敗の有無とその理由について, 56地点の有効回答を得た。そのうち12県 (宮城県, 新潟県, 長野県, 群馬県, 茨城県, 神奈川県, 埼玉県, 三重県, 奈良県, 広島県, 徳島県, 山口県)。18地点で繁殖の失敗が確認された。繁殖失敗の直接的な原因がわかっているものとして, カラス類, オオタカによる卵・雛の被食と営巣木を含む森林の伐採があげられた。また, 繁殖に影響を及ぼしていると考えられる間接的な原因としては, マツ枯れによる営巣木であるアカマツの枯死, 圃場整備に伴う水田の乾田化による食物動物の減少, 農村環境整備による生息地の減少と質の悪化, 休耕・放棄田の増加による採食場所の減少, ミカン畑の農薬による食物動物の減少があげられた。

表2-9 アンケート調査によるサシバの繁殖地の土地所有と保護区の指定状況。

	有効回答数	(%)	χ^2	p
土地所有状況				
私有地	86	89.6	60.17	<0.0001
公有地	10	10.4		
保護区の指定状況				
未指定	80	74.1	25.04	<0.0001
指定	28	25.9		
（ 鳥獣保護区	15	13.9		
（ 特別保護地区	1	0.9		
（ 銃猟禁止区域	12	11.1		

表2-10 アンケート調査によるサシバの繁殖地における繁殖に対する開発の影響.

地方	都府県	開発の影響		
		無	有	総計
東北		18	4	22
	宮城県	2	2	4
	福島県	14	2	16
	山形県	2		2
北陸		15	5	20
	新潟県	14	5	19
	福井県	1		1
関東		12	18	30
	東京都		1	1
	神奈川県		4	4
	千葉県	1		1
	栃木県	1	2	3
	茨城県	1	6	7
	群馬県		1	1
	埼玉県		4	4
	山梨県	9		9
中部		9	7	16
	長野県	3		3
	愛知県		1	1
	岐阜県		1	1
	静岡県	5	4	9
	三重県	1	1	2
近畿		2	5	7
	滋賀県		2	2
	大阪府	1	2	3
	奈良県		1	1
	兵庫県	1		1
中国		3	2	5
	広島県	1	1	2
	山口県	1	1	2
	島根県	1		1
四国		5		5
	愛媛県	2		2
	香川県	1		1
	徳島県	2		2
九州			3	3
	熊本県		2	2
	長崎県		1	1
		64	44	108

有効回答数を示す.

(14) 種間関係と思われる行動

種間関係の有無とその内容について、記述式で質問した。テリトリー内での攻防が見られた種としては、オオタカ、ハチクマ *Pernis ptilorhynchus*、クマタカ *Spizaetus nipalensis*、イヌワシ *Aquila chrysaetos*、ハヤブサ *Falco peregrinus*、ハシボソガラス *Corvus corone*、ハシブトガラス *C. macrorhynchos* があげられた。また、ハシボソガラス、ハシブトガラスによる卵の被食（茨城県）、オオタカによる雛（埼玉県）、幼鳥の被食（茨城県）、さらにオオタカによる巣の略奪（宮城県）などの敵対関係が報告された。一方、例年オオタカが営巣に

使用していた古巣を翌年サシバが利用する（大阪府、三重県）という営巣場所をめぐる競争関係を示す例や、例年サシバが利用していた巣を翌年ノスリ *Buteo buteo*（新潟県）、トビ *Milvus migrans*（新潟県）が利用した例が報告された。

(15) サシバが採食した動物と採食地点の土地利用

サシバの採食行動を観察している被験者に対して、採食した動物の種名と採食地点を一部記述式で質問した。採食した動物について188件の有効回答を得た。本種が採食した動物として

表2-11 アンケート調査によるサシバの採食動物とその報告件数。

和名	学名	件数	和名	学名	件数
哺乳類	Mammals				
アカネズミ	<i>Apodemus speciosus</i>	3	ダルマガエル	<i>R. porosa</i>	1
ハタネズミ	<i>Microtus montebelli</i>	1	ウシガエル	<i>R. catesbeiana</i>	1
ドブネズミ	<i>Rattus norvegicus</i>	1	ツチガエル	<i>R. rugosa</i>	1
ネズミ類	Rodentia	1	ニホンアマガエル	<i>Hyla japonica</i>	2
ヒミズ	<i>Urotrichus talpoides</i>	3	アズマヒキガエル	<i>Bufo japonicus formosus</i>	1
モグラ類	Insectivora	2	不明	Unknown	26
コウモリ類	Chiroptera	1	昆虫類	Insects	
ニホンノウサギ幼獣	<i>Lepus brachyurus</i>	1	カブトムシ	<i>Allomyrina dichotoma dichotoma</i>	1
不明	Unknown	4	クワガタ類	Lucanidae	2
鳥類	Birds		コガネムシ類	Scarabaeidae	1
シジュウカラ	<i>Parus major</i>	2	オオカマキリ	<i>Tenodera aridifolia</i>	1
スズメ	<i>Passer montanus</i>	4	カマキリ類	Mantidae	2
ツバメ	<i>Hirundo rustica</i>	1	トノサマバッタ	<i>Locusta migratoria migratoria</i>	3
ハクセキレイ	<i>Motacilla alba</i>	1	ヤブキリ	<i>Tettigonia orientalis orientalis</i>	1
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	1	クダマキモドキ	<i>Holochlora longifissa</i>	1
ホオジロ	<i>Emberiza cioides</i>	2	コバネイナゴ	<i>Oxya japonica</i>	1
アオジ	<i>E. spodocephala</i>	1	ショウリョウバッタ	<i>Acrida turrita</i>	1
ゴイサギ	<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	アブラゼミ	<i>Graptopsiltra nigrofuscata</i>	3
ハシブトガラス雛	<i>Corvus macrorhynchos</i>	1	ミンミンゼミ	<i>Oncotympana maculaticollis</i>	1
不明	Unknown	5	シオカラトンボ	<i>Orthetrum albistylum speciosum</i>	1
爬虫類	Reptiles		オニヤンマ	<i>Anotogaster sieboldii</i>	1
アオダイショウ	<i>Elaphe climacophora</i>	7	トンボ類	Anisoptera	1
シマヘビ	<i>E. quadrivirgata</i>	8	ヤママユ	<i>Antheraea yamamai yamamai</i>	1
ジムグリ	<i>E. conspicillata</i>	1	ゴマダラチョウ	<i>Hestina japonica</i>	1
ヤマカガシ	<i>Rhabdophis tigrinus tigrinus</i>	4	アオスジアゲハ	<i>Graphium sarpedon</i>	1
ヒバカリ	<i>Amphiesma vibakari vibakari</i>	1	鱗翅目幼虫	Lepidoptera larvae	5
ニホンナムシ	<i>Agkistrodon blomhoffii blomhoffii</i>	1	不明	Unknown	9
ニホンカナヘビ	<i>Takydromus tachydromoides</i>	8	その他の動物	Other	
ニホントカゲ	<i>Eumeces latiscutatus</i>	6	アメリカザリガニ	<i>Procambarus clarki</i>	1
不明	Unknown	22	サワガニ	<i>Geothelphusa dehaani</i>	1
両生類	Amphibians		オオムカデ	<i>Scolopendra subspinipes</i>	2
シュレーゲルアオガエル	<i>Rhacophorus shlegelli</i>	1	フトミミズ類	Megascolecina	1
ニホンアマガエル	<i>Rana japonica</i>	9	不明	Unknown	0
トノサマガエル	<i>R. nigromaculata</i>	10			

種レベルで記載があった全動物種は47種で、種不明をあわせると57種であった(表2-11)。その内訳は、哺乳類5(3)種、鳥類9種、両生類8種、爬虫類8種、昆虫類14(5)種、その他の動物3(1)種であった(()内の数字は、種不明の科または目の数を示す)。哺乳類、鳥類、両生類、爬虫類、昆虫類とその他の動物において採食した動物の報告件数の多かった順に、爬虫類30.9%(58件)、両生類27.7%(52件)、昆虫類・その他の動物22.9%(43件)、鳥類9.6%(18件)、哺乳類9.0%(17件)であった。

本種の採食地点の環境について得られた144地点の有効回答のうち、採食地点の報告地点数の多かった順に、水田27.1%(39地点)、畦20.8%(30地点)、土手11.8%(17地点)、農道10.4%(15地点)、斜面林10.4%(15地点)、水路4.9%(7地点)、河原4.2%(6地点)、車道2.8%(4地点)であった(表2-12)。その他としては、畑、伐採地、ため池の水際、造成地

が含まれた。水田、畦、土手、農道、水路を「水田環境」、車道、河原、その他を合わせて「その他」、そして「斜面林」として、その割合を比較した結果、水田環境の割合が有意に高かった(カイ2乗検定、 $\chi^2=112.88$, $df=2$, $p<0.0001$)。

(16) サシバの生息確認地域数の増減に影響のある要因

本種の生息確認地域数の増減、繁殖地における土地所有の状況、保護区の指定状況、開発の影響の有無について等質性分析により得られた固有値を表2-13に示し、回答傾向の近い項目を2次元上のグラフにプロットした結果を図2-5に示した。次元1(x軸)を「サシバの繁殖地の保全状況」の軸、次元2(y軸)を「サシバの繁殖・生息への影響」の軸と名づけた。図2-6によると、本種の生息確認地域数の増減と関連のあるカテゴリーは、開発の

表2-12 アンケート調査によるサシバの採食地点の環境。

採食環境	有効回答数	(%)
水田環境	108	75.0
水田	39	27.1
畦	30	20.8
土手	17	11.8
農道	15	10.4
水路	7	4.9
斜面林	15	10.4
その他	21	14.6
河原	6	4.2
車道	4	2.8
その他 ¹⁾	11	7.6
	144	100

1) 畑、伐採地、ため池の水際、造成地を含む。

影響の有無であった。本種の生息確認地域数の減少と開発の影響有り、および本種の生息確認地域数が変化無しと開発の影響無しとがそれぞれ関連性が強かった。実際に本種の生息確認地域数の増減に対する開発の影響の有無の割合には有意な違いが認められた(表2-14, カイ2乗検定、 $\chi^2=10.77$, $df=1$, $p<0.001$)。

すなわち、本種の生息確認地域数が減少している地点は開発の影響が有意に見られ(調整済み残差=3.3)、本種の生息確認地域数が変化無しの地点は開発の影響が有意に見られなかった(調整済み残差=3.3)。

表2-13 アンケート調査によるサシバの繁殖地の保全状況と生息への影響についての等質性分析による固有値と判別測定値.

次元	固有値		判別測定値		
	生息確認地域数の増減	土地所有状況	保護区指定状況	開発影響の有無	
1	0.36	0.27	0.52	0.19	0.46
2	0.28	0.31	0.13	0.52	0.18

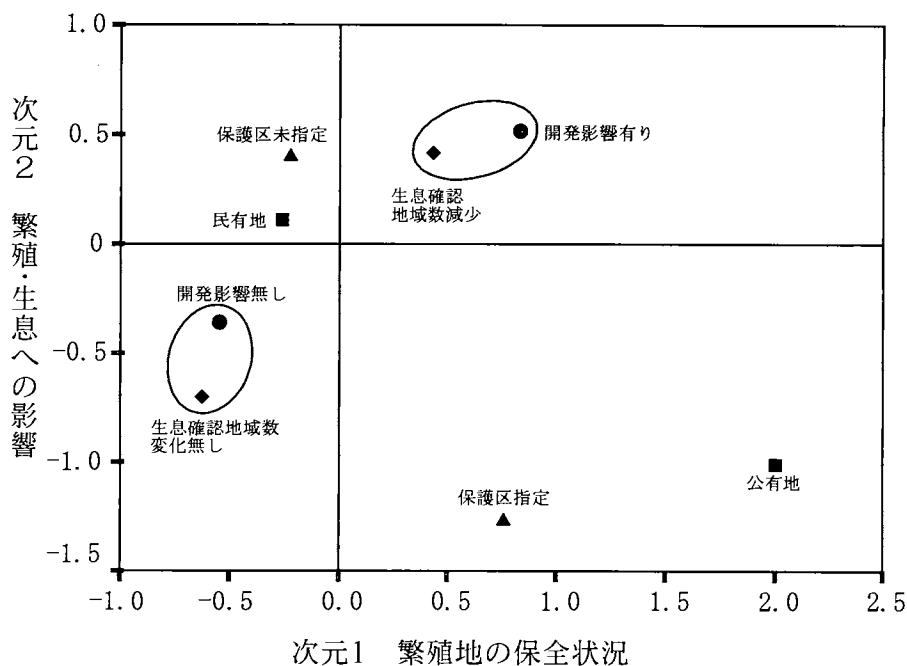


図2-5 アンケート調査によるサシバの繁殖地の保全状況と生息への影響との等質性分析結果.

2-4 考察および小括

(1) 都府県別に見た繁殖期の生息状況および生息数とその減少の理由

本種は北海道、沖縄県をのぞいて全都府県で生息が確認され、35都府県で繁殖が確認された。繁殖が確認されなかった府県でも、秋田県（泉，私信），岩手県（関山，私信），京都府（山副，私信），佐賀・長崎（鴨川，私信）では、過去に繁殖したという記録がある。本論文では各地の探鳥会の記録を収集していないこと、里山のような身近な自然環境で繁殖することからも、おそらく今回生息が確認さ

れた全都府県以外においても繁殖しているものと考えられる。

沖縄県宮古島で調査された経年的な個体数変動は、1985年から減少傾向に転じている（第1節，図2-2）。この結果は、全国各地の探鳥会の記録で出現確率が0.5になった年を半減期とした場合に本種の半減期が1980年代であったことを見出した森下・樋口（1999b）、Higuchi and Morishita（1999）の結果と一致する。

Higuchi and Morishita（1999）は、多くの夏鳥が1980年代から減少傾向を示した理由として、越冬地である東南アジア諸国の生息地の

表2-14 アンケート調査によるサシバの繁殖地における生息確認地域数の増減と繁殖に対する開発の影響と関係.

生息確認地域数の増減	開発の影響	
	影響なし 度数 (%) 調整済み残差	影響あり 度数 (%) 調整済み残差
減少	23 (45.1) -3.3	28 (54.9) 3.3
変化無し ¹⁾	33 (78.6) 3.3	9 (21.4) -3.3

1) 増加した2地域の有効回答を変化無しに含めた.

環境悪化を一因としてあげている。その根拠として、夏鳥の減少がみられた地域の多くで、留鳥の種数には変化がみられなかったことや繁殖地の環境変化が認められない地域における夏鳥の減少の実態（樋口ら，1999）を示した。熱帯や亜熱帯地域で越冬する鳥類の減少は、北アメリカやヨーロッパでも報告されており、その原因としては、越冬地の熱帯雨林の減少、繁殖地の環境破壊とそれに関連した捕食や托卵による被害の増大などがあげられている（Askins *et al.*, 1990; Terborgh, 1992; Askins, 1993）。生息数の減少傾向が1980年代から始まっていることからみて、その一因が越冬地の環境悪化であることは考えられる。しかし、減少傾向が大きな種は森林性、特に林内性の鳥類である（Askins *et al.*, 2000）が、本種の場合、越冬地では必ずしもまとまった面積の森林を必要とせず（樋口ら，2000）、森林性の鳥種とは言えない。ヒクイナのような湿地性の鳥種では、繁殖地の水田の埋め立てや宅地化による環境変化が減少の原因であると推測されている（樋口ら，1999）。本アンケート調査の分析からは、本種の繁殖地に含まれる水田内の水路は、未整備の素堀水路の割合が高いことが示されたが、水田の圃場整備により素堀水路は近年急速に減少してきている。このように、本種の場合も水田環境の悪化や

消滅等の環境悪化が減少の要因となっていると考えられる。また、本種の生息確認地域数の増減と繁殖に対する開発の影響の有無との関連性が強いことが等質性分析により示されたことから（図2-6）、本種の生息数の減少は、越冬地の環境悪化だけではなく、開発による繁殖地の環境悪化も一因であることが示唆された。

(2) 一般的生態と繁殖地の環境特性

本種の繁殖期間は、造巣期から巣立ち期まで4ヵ月間を必要とし、そのうち雛への食物が必要である育雛期は、5月中旬から7月中旬までの2ヵ月間であることがわかった。大阪府での1977年から1980年までの4年間の調査（Kojima, 1987）における、第一卵の平均産卵日と孵化日（N=53）、巣立ち雛数（N=59）は本アンケート調査の分析結果とほぼ一致することからも、アンケート結果で得られた本種の生態は、一般的特性と判断できる。

本種は営巣にはすべて樹木を利用すること、繁殖地点半径500m以内の土地利用に森林が含まれた地点は全体の95%にもなることから、繁殖地には森林の存在が欠かせないと言える。また、繁殖地の地形には丘陵地が有意に選好されること、標高が150m（中央値）と比較的低いこと、それから繁殖地点半径500m以内の

森林には、水田または畑・草地の組み合わせの割合が90%以上であること、さらに、繁殖地に含まれた水田の約85%が谷津田であることから、本種は谷津田のある里地を繁殖地として利用することが判断できる。その谷津田は、幅100m未満、奥行き500m未満の小規模で、ほぼ全面水田耕作がされており、周囲を連続した森林や斜面林で囲まれている条件が最も利用割合が高いことが明らかとなった。

谷津田のある里地は水田面と斜面林または森林の組み合わせで構成されており、樹木で囲まれた谷地形の条件を持つ。本種は谷地形の豊富な島での生息数が多い（長谷川ら、1996）ことや、確認されたすべての営巣木が斜面上の樹木を利用（Kojima, 1999）していたことが報告されている。また、水路整備されていないような未整備の谷津田は、圃場整備された大区画水田よりもカエル類、ヘビ類の生息密度が高く（長谷川、1995a）、さらに谷津田は陸域と水域を狭い範囲の中に併せ持つため、生活史の中で両方の環境を必要とする動物の生息を支えている。本種の採食動物として報告のあった数種のカエル類やトンボ類はこれらに該当する。これらのことが、食物となる谷津田の小動物を多様にしていると考えられる。

以上のことが、谷津田のある里地が繁殖地として最も良く利用される理由となっていると考えられる。

本種が採食した動物は、谷津田のある里地に生息する小型哺乳類から昆虫類のまでさまざまな分類群を含み、総計57種にもおよんだ。このことは、本種の繁殖地は、多種多様な動物の生息が暗示されるため、本種は、谷津田のある里地における「アンブレラ種」であり、また、谷津田のある里地のような特定の生息地と結びつきの強い「生態的指標種」であると考えられた。

(3) 保護上の問題点と課題

繁殖地の86.9%が私有地であり、74.1%がいかなる保護区としても指定されていない状況から、繁殖地は、人間の生活圏と大きく重複するため、高い開発圧をうけやすい環境であることが予想される。実際、有効回答が得られた30都

府県108地点のうち、20都府県41.7%の地域が開発による繁殖への影響を受けていることが示された。繁殖に対する開発の影響としては、宅地開発、道路・鉄道工事、ダム等の工事等があげられ、要因のすべてが、繁殖地の破壊または消滅に関するものであった。

繁殖失敗の直接の原因としては、カラス類、オオタカによる卵・雛の被食と営巣木を含む森林の伐採があげられた。里地に造成されるゴミ処理場や養鶏場または養豚場などの施設はカラス類を誘引し、必要以上にカラス類の個体数増加を招いている可能性がある。また、オオタカはサシバ同様に人の居住域に近いところで営巣する（小板ら1996）ことから、開発等による繁殖地の減少により、カラス類やオオタカによる干渉が進むことが考えられる。

繁殖失敗の間接的な原因としてマツ枯れによる営巣木であるアカマツの枯死、圃場整備に伴う水田の乾田化による食物動物の減少、農村環境整備による生息地の減少と質の悪化、休耕・放棄田の増加による採食場所の減少があげられた。実際、営巣木としてもっとも多く利用されている樹種がアカマツであることから、マツ枯れ被害の全国的な拡大（岸、1988；Kishi, 1995）が、今後の営巣活動にさらなる悪影響をもたらす可能性が考えられる。また、水田環境が湿田であることや水路が護岸されていないことは、そこでのカエル類、ヘビ類の生息に重要であることがわかっている（長谷川、1997；Fujioka and Lane, 1998；東・武内、1999a）。今後、水田における圃場整備事業が進行し水路が護岸化されることで小動物が減少することは、それらを食物とする本種や上位種の生息にとっても、悪影響を及ぼすことが考えられる（長谷川、1995a）。圃場整備が実施される際には、小動物の生息を保障するための新たな整備理念と、それを支える工法が求められる。さらに、生産調整による稲作の減反は、耕作条件の悪い中山間の谷津田で顕著に見られる。耕作放棄された水田は水田雑草が生い茂り、本種の採食環境として不適なものとなる可能性が大きいと考えられる。そればかりでなく、本種の主要な食物動物であるカエル類では、水田の耕作放棄によって、放棄後に植生が発達し、産卵に

適した開水面が狭められ、ついには消滅することや、畦の保守管理の放棄により、水路の水が水田全域に流れ込み、水田内の止水環境を消失させることで、産卵に不適な環境へと変化することが知られている（長谷川，1997）。採食環境に不適な耕作放棄地を増加させる減反政策は、本種の生息にとって悪影響を及ぼす一因と言えるだろう。しかし、2002年度、農林水産省は現在の減反制度を見直し、2008年度までに、減反を廃止することを決めた。今後、谷津田のような耕作条件の良くない水田の環境がどのように変化するのか注目に値する。

第3章 メソスケールから捉えた生息環境

前章では、日本におけるサシバの生息数変動の傾向と全国的な本種の生息環境の特徴と一般的生態について広域的な範囲で把握することができた。本章および次章では、前章で把握された本種の生息環境の特徴の客観性を判断するために、ケーススタディ地域を設定し検討する。本種の最も一般的な生息環境は、谷津田のある里地環境であることが前章で示されたため、谷津田景観が卓越した里地環境である千葉県北西部の印旛沼から手賀沼流域をケーススタディ地域とした。

この章では、サシバの生息地をある流域全範囲から本種1個体の行動圏に含まれる範囲をメソスケールとして捉える。すなわち、小地形から微地形によって形成される各景観構成要素の土地環境の構造と機能について分析する。

第1節では、調査対象地の自然的特性を概観する。第2節では、印旛沼水系鹿島川流域において本種の生息分布と生息地における生息地点間距離および谷幅の特性を分析する。第3節では、手賀沼流域の谷津田のある里地において、本種の生息の有無と各景観構成要素の土地環境の大きさやそれらの均衡性との関係について分析する。第4節では、鹿島川流域の谷津田のある里地において、行動追跡による本種の行動特性を分析する。

第1節 調査対象地の自然的特性

調査対象地は、千葉県北部の北緯35° 40～

51'，東経140° 0～17' に位置し、下総台地の中に含まれる。下総台地は、約12.5万年前の下末吉海進の最高海面期に浅海で形成された下総層群の堆積面が、その後の海面の低下に伴い陸地化し、隆起してできたものである。低地は、最終氷期（約2万年前）の低海面期に河川が台地を削りこんでできた谷が、約6千年前の縄文海進時に埋め立てられたものである。

調査対象地には、印旛沼と手賀沼の二つの沼が含まれる。印旛沼・手賀沼周辺は、平坦な地形がひろがり、平坦面は、標高25～35mの台地と、5m以下が大部分の低地に大別される。これらの平坦面の間は段丘崖によって区切られており（岡崎ら，1990）、台地の平坦面は、下総上位面、下総下位面、千葉段丘面に区分されている（杉原，1997）。河川の大部分は印旛沼水系で流域面積も大きく、また、印旛沼水系では、鹿島川の谷が最も広い流域面積を占め、主要な米作地域となっている（千葉県，1980）。

低地は、利根川沿いの自然堤防の発達する低地、印旛沼・手賀沼縁辺および下流の河谷幅の広い低地、台地を刻む谷津の低地に類型区分される。しかし、江戸時代以来、特に戦後の干拓・圃場整備事業・市街化等により、低地表面の地形が大幅に改変されており、旧状をとどめていない。これらの平坦面はその大部分が、市街地・耕地となり人工的な景観となっている。谷底平野の多くは、谷津田として利用されるが、谷底から湧水があり排水が良くないところが多い。国営干拓事業に伴い、用排水路の整備、低質土の浚渫客土などの圃場整備がなされており、以前に比べて湿田的性格は弱まっているものの、グライ層が30cm以内に認められる強グライ土壌あるいはヨシ、マコモ *Zizania latifolia* などの沼沢植物の集積した低位泥炭土壌や黒泥土壌が広範囲にみられる（千葉県，1980）。耕作水田の畦では、メヒシバ *Digitaria ciliaris*、チガヤ *Imperata cylindrica* などが優占し、耕作放棄地では、セイタカアワダチソウ *Solidago altissima*、ヨシ、ガマ *Typha latifolia*、ミゾソバ *Polygonum thunbergii* などの水田雑草群落がみられる（有田，1999；有田・小林，2000）。

台地表面層は関東ローム層で覆われ、土壌は

火山灰を母材とした黒ボク土が主体である。年間平均降水量は約1,500mmであり、肥沃化した台地面の多くは畑地として利用されてきた（千葉県，1980）。台地上の樹木構成は、スギ、ヒノキの植林がほとんどで、ミズキ *Swida controversa*、アカマツが点在する。しかしアカマツは、マツノザイゼンチュウ病による被害を受け、枯損木が多数発生している（千葉県，1980）。

比較的本来の自然景観が残されているのは、台地平坦面と低地平坦面との段丘崖斜面で、その大部分がシラカシ、タブノキ *Machilus thunbergii*、スダジイ、シロダモ等の常緑広葉樹林に、エノキ *Celtis sinensis*、ムクノキ *Aphananthe aspera*、エゴノキ *Styrax japonica*、イヌシデ *Carpinus tschonoskii*、コナラ、クヌギ、ハンノキ *Alnus japonica*等の落葉広葉樹林からなる二次林とスギ、ヒノキ、アカマツの植林等の代償植生が混生した斜面林に覆われている（千葉県，1980；大野，1990；沼田・中村，1997）。

台地、低地とも宅地造成が進み、台地面では工場用地の進出が著しく（千葉県，1980）、低地面では谷津田での放棄水田が広がりつつあり、サシバの生息地として利用しにくい環境へと変わってきていると考えられる。

第2節 千葉県印旛沼流域におけるサシバの生息分布と生息地における谷幅の特性

2-1 目的

メソスケールにおけるサシバの生息地の環境特性を分析するため、千葉県印旛沼水系鹿島川流域をケーススタディ地域として本種の生息地点を確認し、分布特性を把握することを第一の目的とした。

また、第2章第2節のアンケート調査結果では、本種の繁殖地に含まれる谷津田の谷幅の全国傾向は100m未満の割合が最も高かった。そこで、マクロスケールで分析された谷津田の谷幅の特性の客観性を判断するために、中央日本に含まれるこの地域において、メソスケールでの分析を行なうことを第二の目的とした。

2-2 調査方法

(1) 生息分布確認調査および生息地点間距離

離分析

谷津田景観が卓越した里地環境である千葉県印旛沼流域において生息分布確認調査を行った。サシバの繁殖期間中にあたる1997年4月24日から6月2日までの延べ7日間に、千葉県印旛沼水系で最も流域面積が広い鹿島川流域のすべての谷津田と斜面林を踏査し、本種の生息状況を目視により観察した。本種の生息確認調査には自動車を用い、谷津田にそって造られた農道を時速約5km程度の速度でゆっくりと走らせ本種の発見に努めた。自動車で入れない農道については、車から降りて徒歩で調査した。谷津田が卓越した地域で繁殖が確認された調査地におけるサシバのパーチは、一筋の谷に造られた谷津田に面した斜面林に沿って分布しており、繁殖前期は谷津田に面した斜面林の林縁部にパーチし水田で採食する割合が高いことが報告されており（東ら，1998；第4節）、また、この調査地は、本研究の調査地域にも含まれている。繁殖前期では、本種は林縁の斜面林に止まっていることが多く、谷津田沿いの農道を車または人が通過すると止まり場所を移動するために飛び立つ行動が頻繁に観察された。つまり、本種が生息している場合には、谷津田の縁辺部を踏査することで、斜面林の林縁部にパーチしている本種の存在をほぼ毎回確認することが可能であった。したがって、生息している場合には高い確率で生息確認が可能であると考えられる。これらのことから、1回目の踏査で本種の生息が観察されなかった地域を後日同様に踏査し、その存在が観察できなかった場合には、その地点を含む谷津田周辺地域は生息のために利用されていないとみなし、生息未確認とした。また、ここで生息確認の対象としたのは、その地点周辺において本種が谷津田および斜面林で採食しているか、もしくは止まっている、または直前まで止まっていたものだけとした。谷津田上空を通過もしくは旋回しているものは、そこでの生息が十分に判断できなかったため対象から除外した。

生息を確認した地点を1：25,000の地形図にプロットし、確認地点ごとに、その地点と最も近い地点の距離を地形図上で計測し、それを生息地点間距離とした。そして、生息地点

間距離について500m階級で頻度分布と累積頻度を算出した。

(2) 生息地点における谷津田の谷幅の分析
サシバの生息地として利用されている谷津田において、谷津田の谷幅が環境選好性の要因であるかを知るために、まず、本種の生息が確認された地点を1:25,000の地形図にプロットし、その地点の谷津田の谷幅を計測した。次に、その計測値と鹿島川全流域の谷津田の谷幅の規模をそれぞれ階級別頻度としてまとめ比較した。谷幅の階級別頻度は、下流から1kmごとに計測した谷津田の谷幅から算出した。1kmごとに計測した理由は、本種の

オスの行動圏面積が平均191.6ha、その行動圏の直径が1,562.4m (小島, 1982)という結果をもとに、計測区間内に行動圏が多少重複するように考慮したためである。谷幅の階級幅は0m以上100m未満を20mに、100m以上を50mとした。

谷津田の谷幅と環境選好性との関連性の有無と程度を示すために、出現特化度(武内, 1976)を算出した。この場合の出現特化度とは、谷津田のある谷幅階級(たとえば、40~60m)におけるサシバの出現頻度(実現度数)をその期待度数で除した値である。出現特化度を式で表すと以下ようになる。

本種の生息が確認された地点の谷津田の谷

$$\text{出現特化度} = \frac{\text{ある谷津田の谷幅階級 におけるサシバ出現の 実現度数}}{\text{ある谷津田の谷幅階級 におけるサシバ出現の 期待度数}}$$

幅が生息に関係がなければ、その谷幅の頻度の期待値と流域全体の谷津田の幅の頻度の期待値とが一致し、その場合出現特化度は1となる。また、出現特化度が1より大きい場合は、その谷幅においてサシバの生息と関連性が高く、一方、1より小さい場合は関連性が低いことを意味する。

2-3 結果

(1) 生息分布および生息地点間距離

千葉県印旛沼流域鹿島川水系において、22地点でサシバの生息が確認された(図3-1)。

また、1998年の繁殖期に生息が確認された、千葉県印旛沼流域手操川水系の2地点も合わせて図3-1に表示した。

サシバの生息が確認された22地点において、各地点からもっとも近接の生息確認地点までの距離を計測した。階級を500m間隔とした頻度分布を図3-2に示す。範囲が750~7650mと約10倍の開きがあったが、500~1000mの階級がもっとも頻度が高く(36%)、中央値は1200mであった。2000mまでが全体の73%、3000mまでが91%であった。

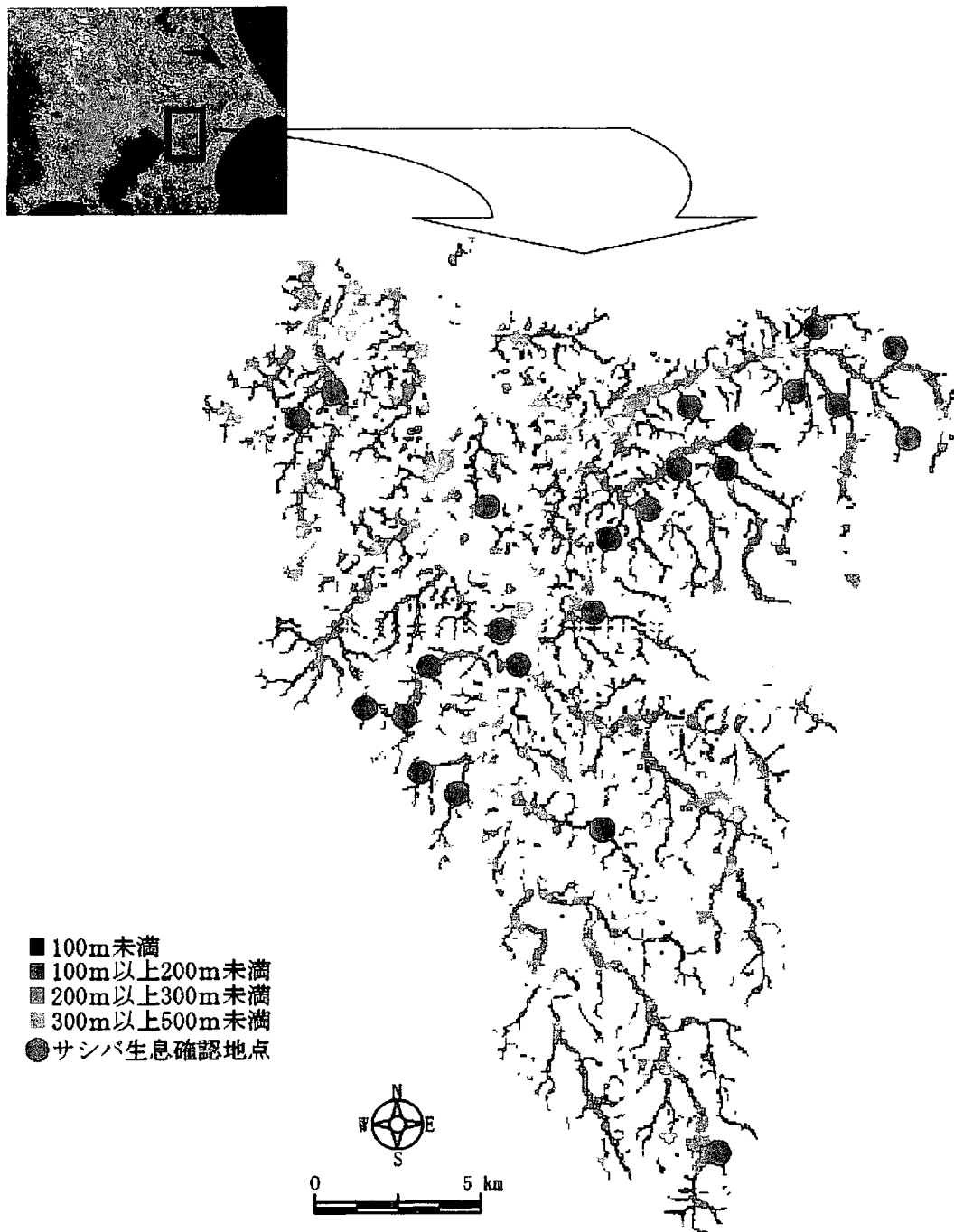


図3-1 千葉県印旛沼流域鹿島川および手操川水系におけるサシバの生息地点。サシバの生息地点は1997～1998年4～6月の生息確認調査にもとづく。地図は、50mDEMを用いた谷底低地抽出・分類手法5により松浦ら（2002）が作成したものを引用。

(2) 生息と谷津田の谷幅との関係

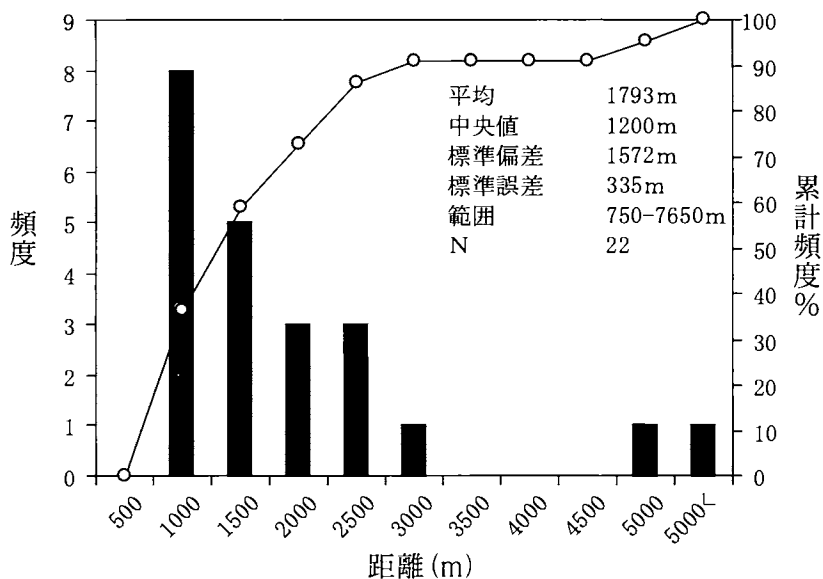


図3-2 千葉県印旛沼流域鹿島川水系におけるサシバの生息確認地点間の最小距離の頻度分布。階級を500m間隔として示す。1997年4月24日から6月2日まで延べ7日間のデータにもとづく。

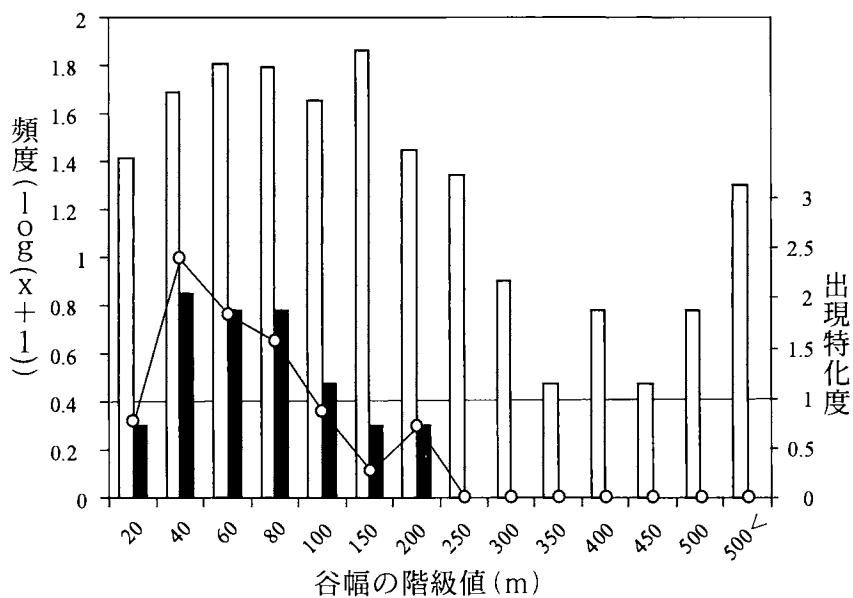


図3-3 鹿島川流域の谷津田におけるサシバの生息地点の谷幅の頻度と出現特化度。谷幅の階級値は0m以上100m未満を20m間隔に、100m以上を50m間隔とした。□は流域全体の谷幅、■はサシバの生息が確認された地点の谷幅、○は出現特化度をそれぞれ示す。1997年4月24日から6月2日までの延べ7日間の生息確認調査結果にもとづく。

全流域および生息確認地点の谷津田の谷幅を階級値ごとに対数変換 ($\log(x+1)$) した頻度と出現特化度を図3-3に示す。全流域の谷津田の谷幅の最小値は0m (谷津田として利用されていない)、最大値は2160m、最頻値70m、中央値 $100 \pm 28.9\text{m}$ ($\pm 95\%$ 信頼区間, $N=250$) であった。一方、サシバが確認された地点の谷幅の最小値は20m、最大値は190m、最頻値48m、中央値 $50 \pm 16.5\text{m}$ ($\pm 95\%$ 信頼区間, $N=22$) で、有意に谷幅が狭かった (Mann-Whitney U -test, $z=-3.64$, $p<0.0001$)。出現特化度は低くなったものの、同じ出現頻度であった谷幅は40~60m (27.3%)、ついで60~80m (22.7%) であった。20~80mの間に本種の全生息の77.3%が確認された。

2-4 考察および小括

第2章第2節のアンケート調査結果では、サシバの典型的な繁殖地の地形は丘陵地であることが示された。しかし、行動圏が重なる可能性のある距離間隔で生息地点が分布することからも示されるように、台地である本調査地においても本種の生息密度は高いと判断できる。この地域は、水田耕作がされた比較的小規模で谷津田とその周りに連続して取り囲む森林や斜面林というアンケート結果から示された本種の繁殖地の条件に適合している。したがって、本種の繁殖地の選択条件となっている要因は、地形というより、むしろ地形によって形成される森林や水田等の土地利用構造や、それらの配置等が重要であると思われる。栃木県宇都宮市から芳賀郡 (百瀬ら、2000) にかけての谷津田のある里地においても、台地地形であるにも拘らず、本種の高密度の繁殖分布を示した理由は、本調査地と類似した環境構造を持つためだと考えられる。

本調査流域は、谷津田として利用されている谷底低地が樹枝上に細かく広がっており、サシバの生息確認地点が集中している範囲の谷津田の谷幅は概して200m以内であった。その中でも、20~80m程度の幅の狭い谷津田を選好していることが明らかとなった。本種の生息確認地点間の距離は、750~7650mと開きがあったが、およそ500~1000mの範囲に集中していた。しかし、このような条件に合う谷

幅は流域全体に広く分布するにも拘らず、生息地点の分布は、全流域の北半分に集中しているように見受けられた。このことは、本種の生息地選択が、谷幅だけで決められているわけではないことを示している。同流域における本種の確認地点とその周辺の環境構造を50mセルで解析し、それらと本種の生息の有無を判別分析で分析した松浦ら (2002) によると、両側が斜面林で谷底が水田となる土地利用配列となるセル数によって約7~8割の生息地が判別されることが示されている。

次節では、本種の生息地選択と谷津田の谷幅以外の環境要因との関係について分析する。

第3節 千葉県手賀沼流域における生息地の土地環境条件

3-1 目的

第2章第2節のアンケート調査結果から、サシバの繁殖地は、森林と水田が含まれた谷地形を有する谷津田のある里地であり、ほぼ全面水田耕作がされた、幅100m未満、奥行き500m未満の小規模な谷津田で、その周囲を連続した森林や斜面林で囲まれている条件が一般的な特徴であることが示された。

そこで、広域的な分析により提示された本種の生息地の環境特性の客観性を判断するために、谷津田景観が卓越した里地である千葉県手賀沼流域をケーススタディ地域としてメソスケールでの分析を行ない、これまでに本種の環境選好性と関連性が示唆されている各景観構成要素の土地環境の規模 (量) とそれらの均衡性 (質) について検討した。

3-2 調査方法

(1) 調査対象地およびサシバの生息確認調査

谷津田景観が卓越した里地環境である千葉県手賀沼流域において生息分布確認調査を行った。調査地点として設定した谷津田は、すべて手賀沼の南岸に位置し、段丘面の土地利用は畑地や集落が優占している等の共通点をもっている。したがって、谷津田のある里地の景観構成要素とサシバの生息との関係を分析するうえで条件の良い地域であると考えられる。

この手賀沼南岸に沿って谷津田が連続して

配列している22カ所を調査地点に採用し、西から東にかけてA～Vまでの記号を与えた。調査地点の設定には、1) 谷津田としての構造を有し、2) 谷底低地の平均幅が150m以内の谷津田で、3) 河川の支流（すべて1次または2次の谷）に造られた谷津田であること、を考慮した。また、谷津田はすべて圃場整備が施された乾田を対象とした。これは、谷津田において、乾田と圃場整備が施されていない湿田では、サシバの主要な食物資源となっているカエル類の生息密度に差が認められた（東・武内，1999）ことや、例えばハイイロチュウヒ *Circus cyaneus* やアカオノスリ *Buteo jamaicensis* 等の猛禽類では、食物動物と植生の生物量が生息地選択に影響している（Preston, 1990）ことから、調査地内の水田において、圃場整備の有無による本種の食物資源の密度に差が出ないように考慮したためである。

サシバの繁殖期間中である1998年5月1日から6月7日にかけて、手賀沼流域の谷津田と斜面林を車および徒歩により踏査し、本種の生息状況を目視により調査した。千葉県北部地域の谷津田のある里地では、本種は1本の谷津田を行動圏の基準としていることから（東ら，1998），1本の谷津田を単位とした谷津田のある里地を1つの調査地点とし、そこでのサシバの生息の有無を確認した。印旛沼水系での調査と同様に（第2節），1回目の踏査で生息が確認されなかった地域を後日同様に踏査し、その存在が確認できなかつた場合には、その地点を含む谷津田周辺地域は生息のために利用されていないとみなし、生息未確認とした。

(2) 生息地の土地環境計測と分析方法

サシバの生息確認調査を行なった22カ所の谷津田のある里地において、本種の行動と生息環境との関連性に関するこれまでの知見から、本種の生息と関連性のあると考えられる谷津田のある里地の景観構成要素の各土地環境について、以下のものを1:25,000の地形図、1:2,500の国土基本図、空中写真および現地踏査により確認し計測した。面積および長さの計測には製図用ソフトMini Cad 6（Diehl Graphsoft社・エーアンドエー株式会社製）を

用いた。

- i) 谷津田の面積（谷津田面積）
- ii) 谷津田の周囲長（谷津田周囲長）
- iii) 谷津田に接する斜面林の面積（斜面林面積）
- iv) 谷津田と斜面林の隣接長（谷津田斜面林隣接長）
- v) 谷津田の水田耕作面積（水田耕作面積）
- vi) 谷津田の非水田耕作面積（放棄水田，畑地，盛土・造成地をあわせたもの；非水田耕作面積）

本種の生息の有無とこれら6項目およびそれから得られた土地環境について関連性を分析した。谷津田のある里地における土地環境の模式図を図3-4に示した。

まず、本種の生息確認地点（以下、確認地点）と生息未確認地点（以下、未確認地点）における各土地環境の量的基準、つまり面積および長さの違いをMann-WhitneyのU-testで検定した。次に、各土地環境の均衡性の違いをみるために、土地環境のうち広さに関するものを谷津田面積で補正し、また同じく長さに関するものを谷津田周囲長で補正した。具体的には、谷津田面積に対する斜面林面積（以下、斜面林面積比）、谷津田面積に対する水田耕作面積（以下、水田耕作面積比）、谷津田面積に対する非水田耕作面積（以下、非水田耕作面積比）、谷津田周囲長に対する谷津田斜面林隣接長（以下、谷津田斜面林隣接長比）である。確認地点と未確認地点との間の面積比および距離比をMann-WhitneyのU-testにより比較した。

さらに本種の生息の有無が、どの土地環境と関連しているのかについて、土地環境と土地環境比を説明変量として正準判別分析によりサシバの生息の有無を判別した。土地環境の説明変量として、水田耕作面積、斜面林面積、谷津田周囲長、谷津田斜面林隣接長とし、土地環境比の説明変量として、斜面林面積比、水田耕作面積比、谷津田斜面林隣接長比とした。正準判別分析は、猛禽類の巣場所選択における植生と地形の関係を分析した研究（Michael, 1983）、環境条件と生物相を対応づける判別モデルを構築し、環境の管理や計画

の目標設定を意図した応用的研究（加藤・篠沢，1995），そして生物の生息可能域の抽出分析（松浦ら，2002）等の研究に用いられてい

る一般的な手法である．統計分析にはSPSS 10.0J（SPSS 社製）を用いた．

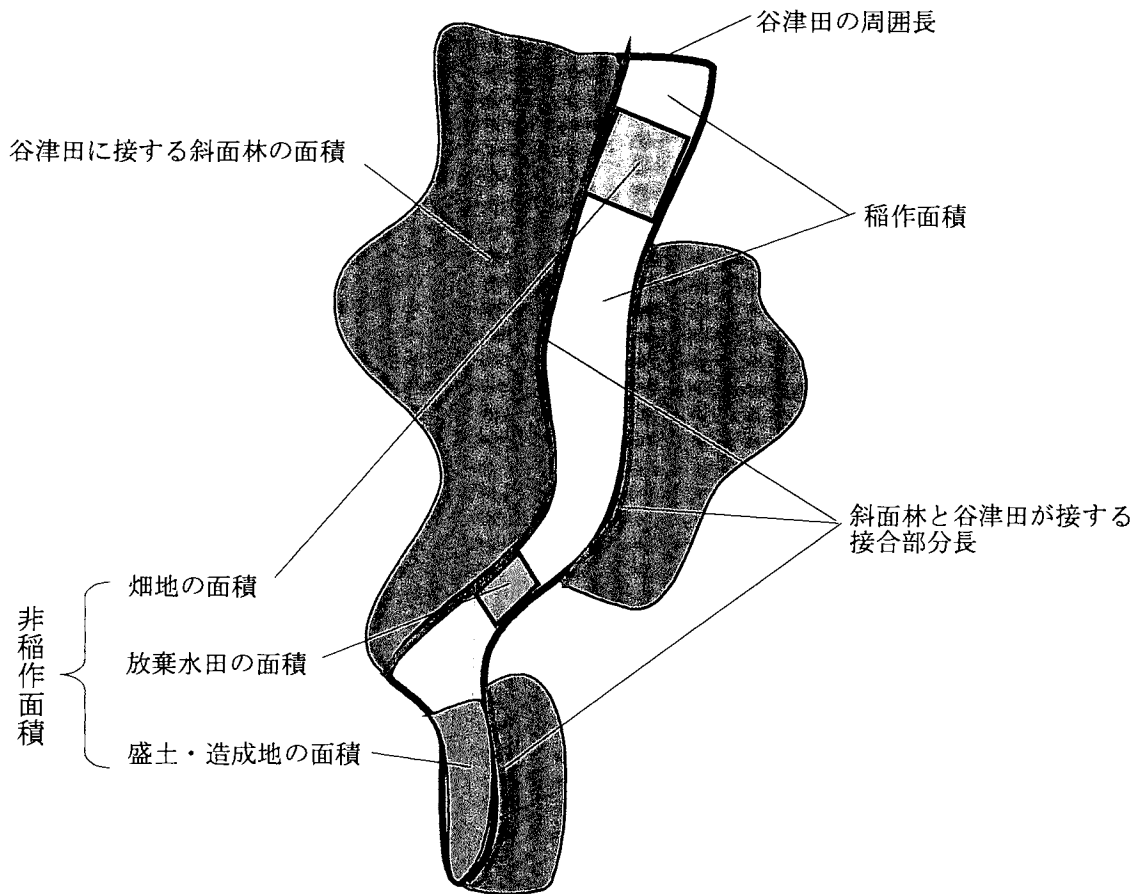


図3-4 サシバが生息する谷津田のある里地における各景観構成要素と計測した土地環境の模式図．

3-3 結果

(1) 生息確認

サシバの生息分布調査を行なった22カ所の

調査地点のうち、本種の生息が確認された地点は9カ所、確認されなかった地点は13カ所であった（図3-5）。

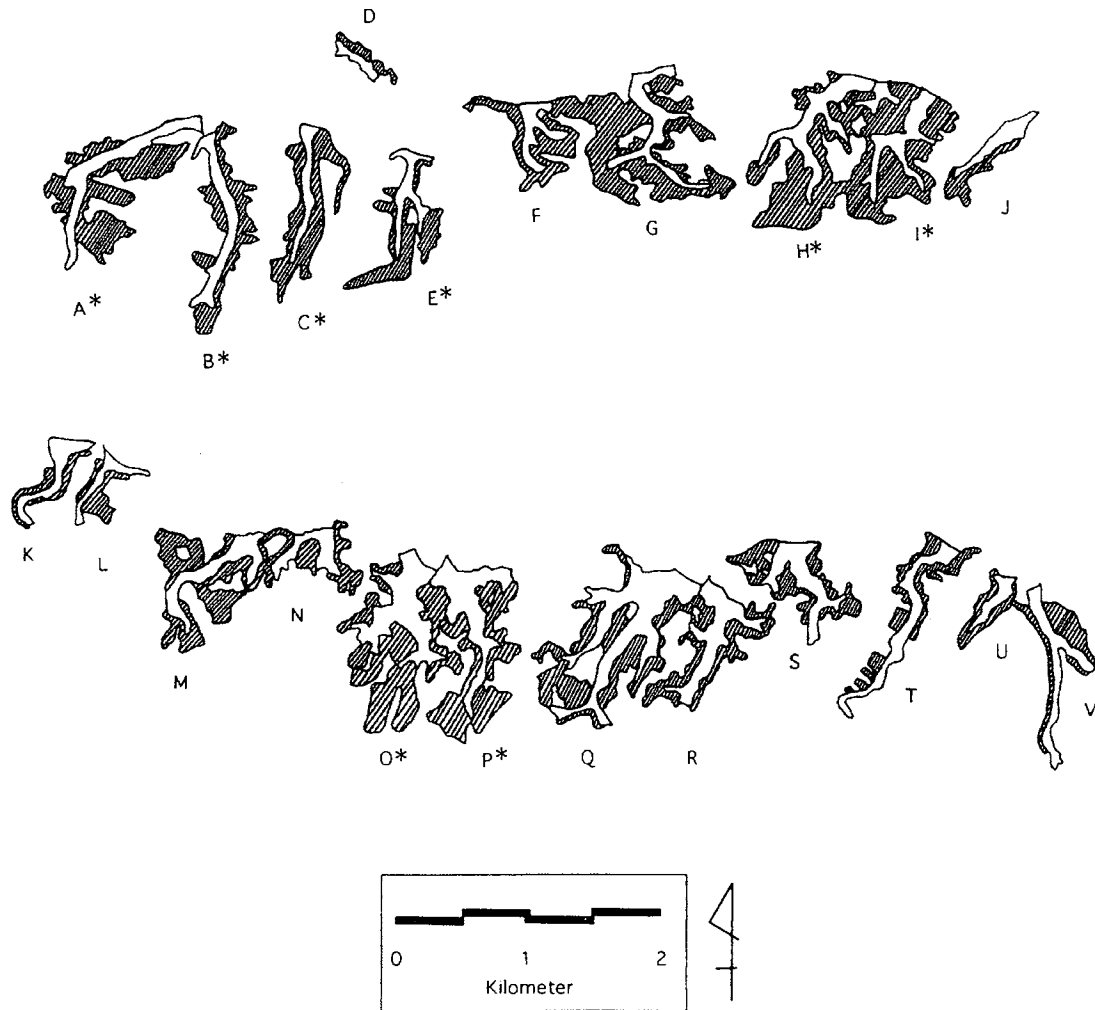


図3-5 千葉県手賀沼流域の調査地における谷津田と斜面林の配置。白抜き部分が谷津田，斜線部分が斜面林，*がサシバの生息確認地点をそれぞれ示す。

(2) 生息分布と生息地の土地環境との関係

土地環境調査の6項目とそこから得られた土地環境の計測結果を表3-1，表3-2に示した。本種の生息が確認された地点の土地環境と土地環境比の閾値は，谷津田面積 0.1km^2 （10ha），斜面林面積 0.22km^2 （22ha），水田耕作面積 0.09km^2 （9ha），非水田耕作面積 0.04km^2 （4ha）未満，谷津田周囲長 2.69km ，斜面林面積比 1.45 ，水田耕作面積比 0.77 ，非水田耕作面積比 0.23 未満，谷津田斜面林隣接長比 0.57 であった。

本種の生息の有無と各土地環境との関係をみるために，四分位点を基準とした箱ひげ図を示した（図3-6，3-7，3-8，3-9，3-10，3-11，3-12，3-13）。非水田耕作面積を除いては，本種の確認地点の各土地環境の中央値は，未確認地点に比べ高い傾向がみられ，谷津田面積（ $z=-1.95$ ， $p<0.05$ ），斜面林面積（ $z=-3.01$ ， $p<0.01$ ），水田耕作面積（ $z=-2.22$ ， $p<0.05$ ）において，確認地点と未確認地点との間に有意性が認められた。また，斜面林面積比

表3-1 サシバの生息が確認された地点の各景観構成要素の土地環境計測値。

調査地点	谷津田面積km ²	谷津田周囲長km	斜面林面積km ²	水田耕作面積km ²	非水田耕作面積km ²	谷津田斜面林隣接長km	谷津田面積に対する斜面林面積	谷津田周囲長に対する谷津田斜面林隣接長	谷津田面積に対する水田耕作面積	谷津田面積に対する非水田耕作面積
O	0.33	4.80	0.50	0.32	0.01	3.76	1.51	0.78	0.97	0.03
P	0.27	4.41	0.50	0.26	0.02	3.21	1.83	0.73	0.93	0.07
H	0.23	4.72	0.91	0.23	0.00	3.34	3.94	0.71	0.99	0.01
A	0.21	4.49	0.47	0.20	0.01	2.56	2.22	0.57	0.95	0.05
I	0.19	3.86	0.90	0.19	0.00	3.86	4.80	1.00	1.00	0.00
G	0.19	4.44	0.64	0.18	0.01	3.66	3.31	0.82	0.95	0.05
B	0.17	4.03	0.25	0.13	0.04	2.52	1.45	0.62	0.97	0.28
E	0.11	3.27	0.22	0.10	0.01	2.15	2.10	0.66	0.93	0.07
C	0.10	2.69	0.29	0.09	0.01	2.53	2.95	0.94	0.92	0.08
平均	0.20	4.08	0.52	0.19	0.01	3.06	2.68	0.76	0.93	0.07
SD	0.07	0.71	0.26	0.08	0.01	0.64	1.16	0.14	0.07	0.07

表3-2 サシバの生息が確認されなかった地点の各景観構成要素の土地環境計測値。

調査地点	谷津田面積km ²	谷津田周囲長km	斜面林面積km ²	水田耕作面積km ²	非水田耕作面積km ²	谷津田斜面林隣接長km	谷津田面積に対する斜面林面積	谷津田周囲長に対する谷津田斜面林隣接長	谷津田面積に対する水田耕作面積	谷津田面積に対する非水田耕作面積
Q	0.47	7.81	0.46	0.44	0.03	4.81	0.98	0.62	0.93	0.07
R	0.22	3.96	0.19	0.17	0.05	3.21	0.86	0.81	0.78	0.22
S	0.18	3.32	0.19	0.16	0.03	2.41	1.04	0.73	0.85	0.15
V	0.17	4.24	0.13	0.08	0.09	2.35	0.80	0.55	0.46	0.54
M	0.16	3.29	0.36	0.14	0.02	2.67	2.17	0.81	0.85	0.15
T	0.16	4.41	0.18	0.10	0.06	2.57	1.09	0.58	0.62	0.38
K	0.10	2.15	0.07	0.06	0.04	1.51	0.66	0.70	0.62	0.38
N	0.10	2.15	0.18	0.09	0.01	1.93	1.76	0.90	0.91	0.09
F	0.10	2.40	0.21	0.10	0.00	2.36	2.06	0.98	0.99	0.01
J	0.09	1.68	0.08	0.08	0.01	0.77	0.92	0.46	0.89	0.11
L	0.06	1.73	0.08	0.06	0.00	1.09	1.26	0.63	1.00	0.00
U	0.06	1.37	0.11	0.03	0.03	1.21	1.94	0.89	0.53	0.47
D	0.04	1.08	0.05	0.03	0.01	0.89	1.40	0.83	0.86	0.14
平均	0.15	3.04	0.18	0.12	0.03	2.14	1.30	0.73	0.79	0.21
SD	0.11	1.81	0.12	0.11	0.03	1.11	0.52	0.16	0.18	0.18

表3-1の9地点で最も低かった土地環境計測値（閾値）と、表3-2の13地点で閾値に達していない値に網掛けを施した。ただし、非水田耕作面積と谷津田面積に対する非水田耕作面積は、土地環境データが最も高かった値である。

($z=-2.59, p<0.01$), 水田耕作面積比 ($z=-1.95, p<0.05$), 非水田耕作面積比 ($z=-1.95, p<0.05$) において、確認地点と未確認地点間で土地環境比に有意な差が認められた。これらのことから、確認地点の土地環境は未確認地点と比較し、谷津田、斜面林、水田耕作地の実面積が大きいこと、また、斜面林面積比、水田耕作面積比は大きく、逆に非水田耕作面積比は小さいことが明らかとなった。

説明変量を水田耕作面積、斜面林面積、谷津田周囲長、谷津田斜面林隣接長とし、ス

テップワイズ法による説明変量選択を行なった正準判別分析では、斜面林面積のみが採用され、生息確認の有無を判別した (Wilks' $\lambda=0.66, p<0.001$, 判別の中率=77.3%)。また、斜面林面積比、水田耕作面積比、谷津田斜面林隣接長比を説明変量とし、同じくステップワイズ法による説明変量選択を行なった場合では、斜面林面積比のみが採用され、生息確認の有無を判別した (Wilks' $\lambda=0.72, p<0.05$, 判別の中率=72.7%)。

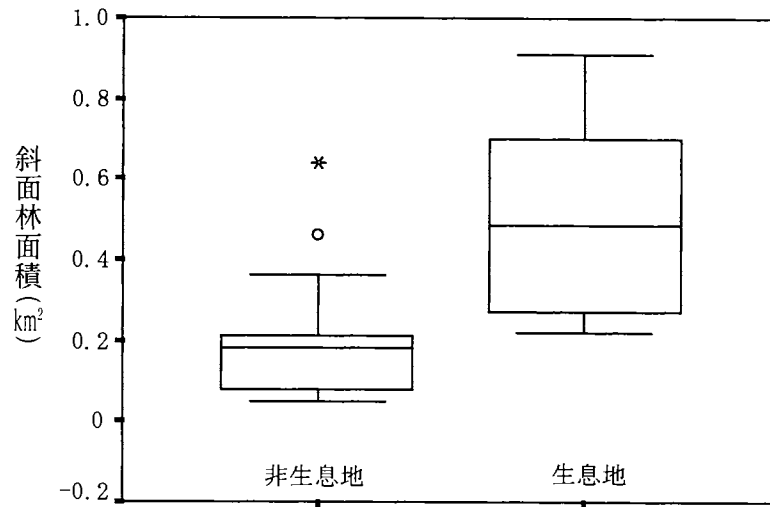


図3-6 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における斜面林面積の比較。*は数値, ○は外れ値を示す。

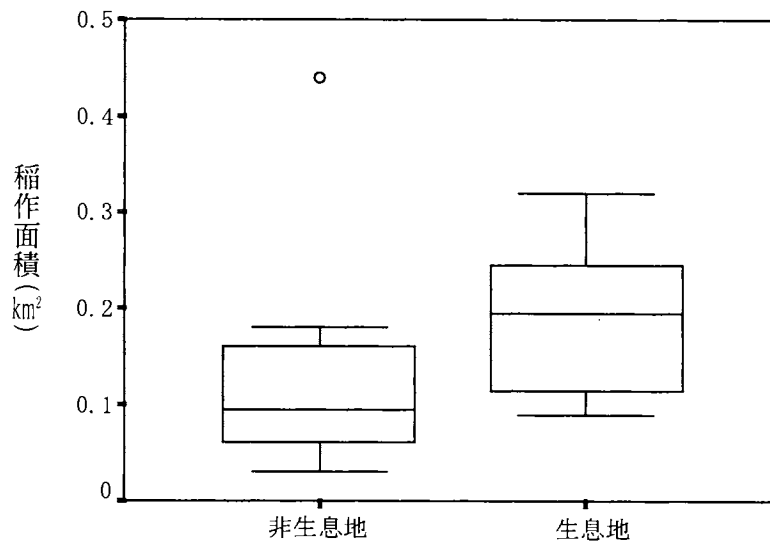


図3-7 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における水田耕作面積の比較。○は外れ値を示す。

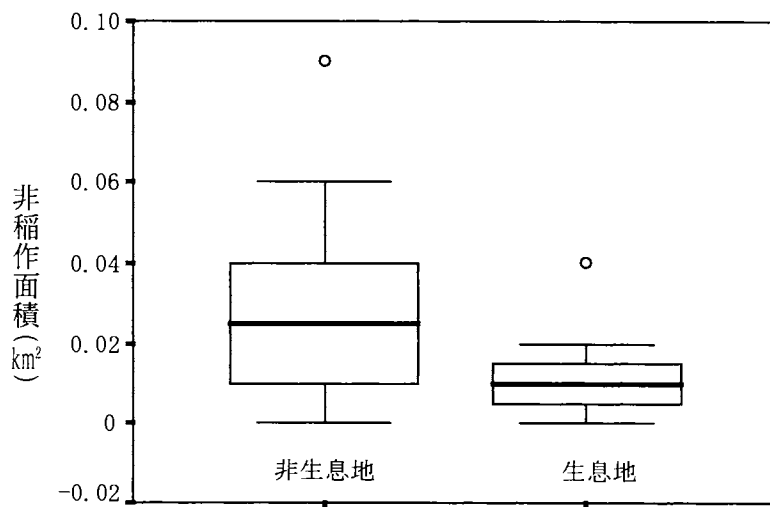


図3-8 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における非水田耕作面積の比較。○は外れ値を示す。

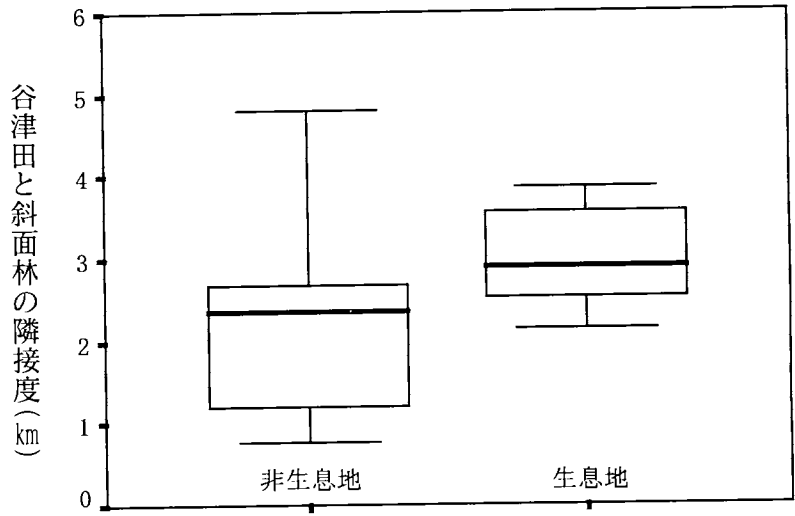


図3-9 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における谷津田と斜面林の隣接長の比較.

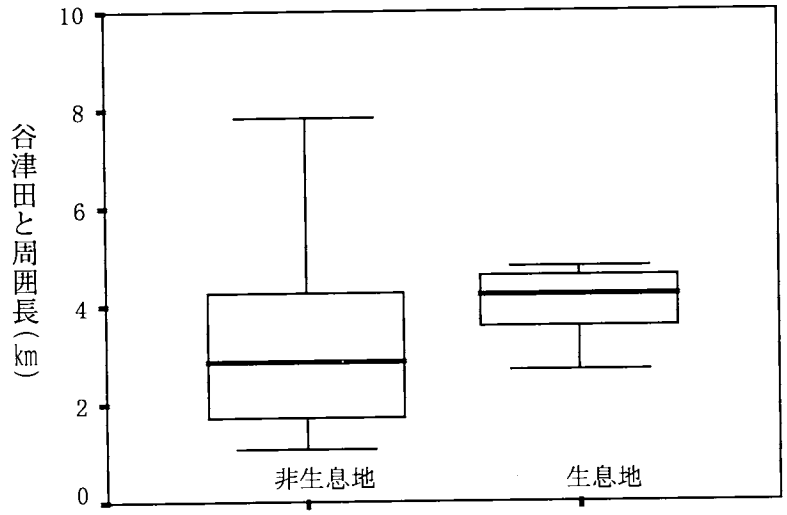


図3-10 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における谷津田周囲長の比較.

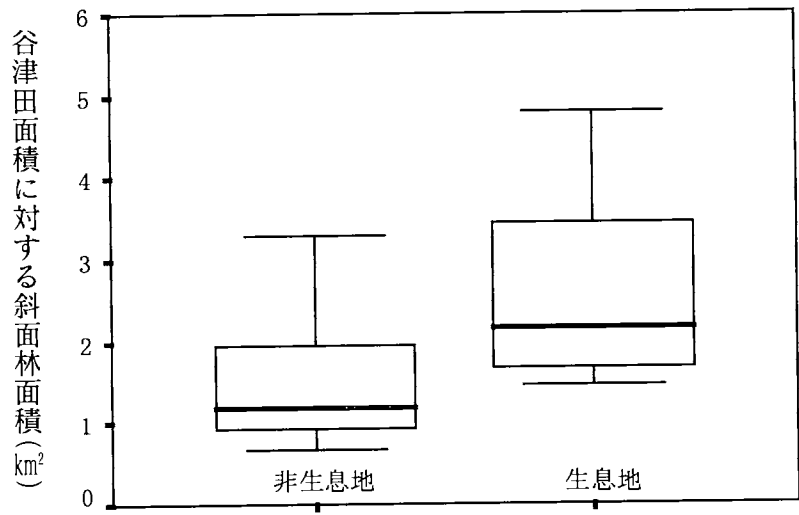


図3-11 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における谷津田面積に対する斜面林面積の比較.

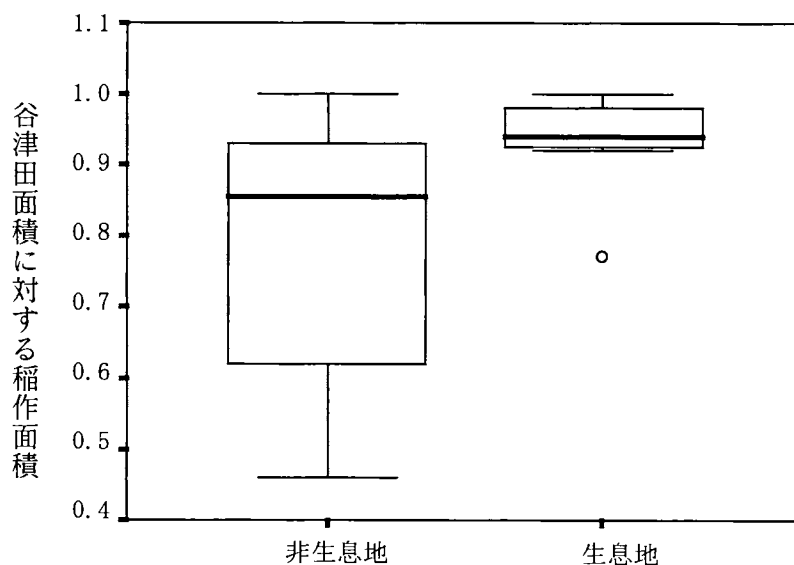


図3-12 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における谷津田面積に対する斜面林面積の比較.

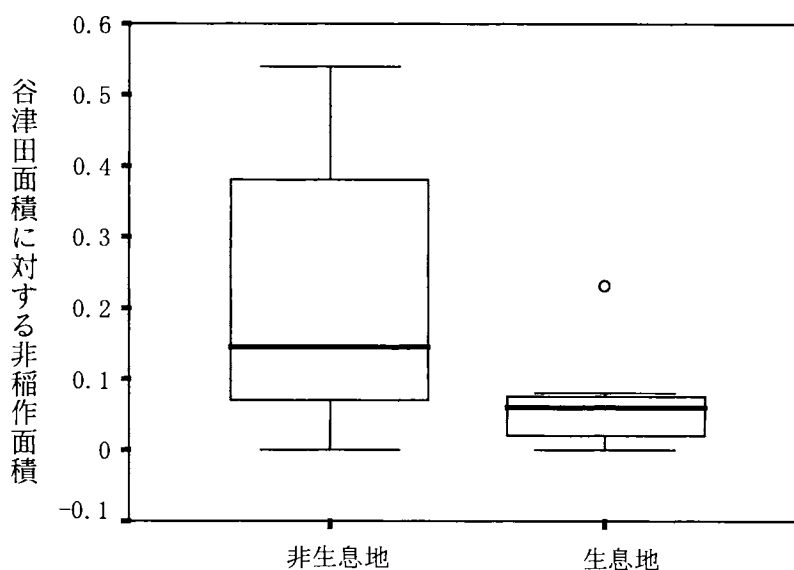


図3-13 サシバの生息確認地点と生息未確認地点における谷津田面積に対する水田耕作面積の比較. ○は外れ値を示す.

3-4 考察および小括

確認地点と未確認地点の比較において、谷津田のある里地の土地環境の規模を示す谷津田面積、斜面林面積、水田耕作面積、および、土地環境の均衡性を示す斜面林面積比、水田耕作面積比は、確認地点のほうが有意に大きかった。また、それらを説明変量としてステップワイズ法による説明変量選択を行なった正準判別分析では、斜面林面積、斜面林面積比が採用され、生息確認の有無を判別した。

千葉県印旛沼流域鹿島川手操川水系で本種の確認地点における環境構造の分析を行なった松浦ら（2002）は、本種の確認地点とその周辺の環境構造である、谷幅、谷壁斜面の比高・奥行き・傾斜度、土地利用の隣接と配列を50mセルで解析し、それらと本種の生息の有無を判別分析で分析した。その結果、両側が斜面林で谷底が水田となる土地利用配列となるセル数によって約7～8割の生息地が判別されることが示されている。しかし本調査で

は、それを示す谷津田斜面林隣接長比には、両者に有意な違いは認められなかった。22カ所の調査地において、谷津田が斜面林に覆われていない地点が含まれていなかったのがその原因ではないかと考えられる。

これらのことから、本種の生息条件の要因として、両側が斜面林で谷底が水田となる土地利用配列であり、各景観構成要素の土地環境の量的基準、特に斜面林面積が確保されていること、なおかつそれらの均衡性、すなわち、谷津田面積に対する十分な斜面林面積があることが重要であるといえる。

具体的に、22カ所の調査地の土地環境計測地を比較してみる(表3-1, 3-2)。その際、確認地点の土地環境計測値で最も低い値を閾値として、未確認地点で閾値に達した地点だけを対象とする(ただし、水田非耕作面積は非生息決定要因と考えられるため、最も高かった値を閾値とする)。未確認地点においても、土地環境計測値が閾値を越えている地点が多く見られた。しかし、その多くは、土地環境の均衡性を示す斜面林面積比、谷津田斜面林隣接長比、水田耕作面積比、非水田耕作面積比で閾値を下回った(調査地点Q, V, T, K, U)。これらのことから、谷津田のある里地の土地環境の規模が十分確保されている場合でも、土地環境の均衡性がとれていない地点は、本種の生息地として選択されないことが示唆される。また、すべての土地環境条件を満たしているにも拘らず、生息が確認されなかった地点(M)が存在したことから、本種が生息の有無を判断する基準が本研究で取り上げた土地環境条件以外にあることを示唆している。

サシバは谷津田面と斜面林の林縁部・林冠部の葉上を採食地点としている(東ら, 1998)。また斜面林の林縁部の立木を止まり木として利用(東ら, 1998; 酒井ら, 2001)し、斜面林のような傾斜のある林の中に営巣する(Kojima, 1999)ことがわかっている。したがって、谷津田の面積が広く、水田耕作率が高いことは谷津田面という採食地点の確保という面から重要である。また、谷津田が斜面林で覆われており、斜面林の面積も広いことは斜面林という採食地点とパーチ、そして営巣地点の確保という面から同じく重要である。

これは、本種と同様に、開けた環境を生息地としているアカケアシノスリ *Butte regalis* のような猛禽類の場合でも、生息地選択に樹林の存在が必要である(Cody, 1985) ことと同じ理由である。

本種が生息する手賀沼流域における谷津田のある里地の土地環境条件をまとめると、谷津田面積、斜面林面積、水田耕作面積がそれぞれ0.1km² (10ha), 0.22km² (22ha), 0.09km² (9ha) 以上、また谷津田面積に対する斜面林面積比・水田耕作面積比がそれぞれ1.45, 0.77以上、非水田耕作面積比0.23以下であることが必要最低条件である。しかし、この値は十分条件ではないことに注意しなければならない。

これまで農業生産という観点からは評価の低かった谷津田での水田耕作の意義や、土地利用上その存在意義が十分認められてこなかった段丘崖の斜面林の保全が、サシバの生息にとって不可欠であることが示された。また、第2章第2節のアンケート調査結果で本種の繁殖地の環境特性としてあげられた、森林と水田が含まれた谷地形を有する谷津田のある里地であり、ほぼ全面水田耕作がされた谷津田で、その周囲を連続した森林や斜面林で囲まれているという特徴を有するものが有意に多い傾向があるという結果は、本節のメソスケールでの分析によってその客観性が確かめられた。したがって以上のことから、谷津田のある里地における本種の保全には、1) 水田耕作の継続、2) 谷津田と接する斜面林の残存が重要課題であるといえる。

第4節 行動追跡によるサシバの行動特性

4-1 目的

第2節および第3節で、谷津田景観が卓越する里地におけるサシバの生息地の環境特性が明らかにされた。ここでは、第2節で本種の生息が確認され、また、典型的な本種の生息地の環境特性に合致する生息地で繁殖する本種のオス個体に小型送信機を装着し個体追跡を行なった。そこで、その個体の行動圏を、メソスケールで捉えられる本種の生息地として分析し、繁殖期を通じた本種の行動特性とその季節変化、そして行動圏内の空間的利用が

本種の生息地の環境特性とどのような関わりを持つかを考察した。

4-2 調査地および調査方法

(1) 調査地

第2節の生息分布の結果をもとに調査対象地を設定した。設定の基準として、この地域の代表的な景観を有していることと、谷津田へのアプローチが容易なように、段丘崖に数本の農道があることを考慮した。1997年の調査対象地は、千葉県印旛沼流域鹿島川水系北部に位置する佐倉市調査地NYの谷津田のある里地である。ここの地形・地質的特徴と土壌・植生・土地利用の特徴は第1節の通りであるが、谷津田の西側台地面が工業団地として利用されている。また、1998年の調査対象地は、同じく千葉県印旛沼流域鹿島川水系北部に位置する佐倉市調査地NY、調査地SK、調査地KK、調査地HKK、調査地ST、鹿島川水系西部に位置する千葉市調査地YO、調査地KO、印旛沼流域印旛郡調査地KY、千葉県手賀沼流域沼南町調査地WS、調査地FZの10カ所とした。なお、調査地を記号で記したのは、本種の繁殖地保全への配慮のためである。

(2) 調査方法

1) 個体追跡調査法の概要

猛禽類における個体の行動追跡調査には、大別して二つある。一つは個体の特徴、例えば風切羽の欠損や羽毛の色彩、模様のパターンなどを手がかりに、個体の飛翔経路や止まり場所などを定点に配置された複数の調査者によって目視において確認する方法である。もう一つは捕獲した個体に小型電波送信機を装着して放逐し、指向性アンテナを用いて受信し、その動物の位置の確認 (location) と自然状態における動物の心拍数などの活動量 (activity) を知る方法である。この方法は一般にラジオ・テレメトリ法といわれ、この方法による個体追跡やその過程をラジオ・トラッキングという (White and Garrot, 1990)。

前者は個体を捕獲しないで良いという利点があるが、正確な調査の遂行という面で欠点が多い (上田・樋口, 1988)。例えば、目視で確認できない場合、その時間の位置的・行動

的データが収集できないこと、個体の特徴により個体識別することには限界があり、そのためデータの信頼性が低くなること、そして調査に複数名が必要なことなどがあげられる。後者は、捕獲許可申請の手続きの煩雑さや個体に与える負荷などの面で欠点もあるが、正確な調査の遂行という面で利点が多い (上田・樋口, 1988)。欠点として、第一に個体を捕獲し小型電波送信機を装着するためには、環境省および都道府県知事宛てに「鳥獣捕獲許可申請書」を学術調査の目的で提出し、捕獲と小型電波送信機やカラーリング等の装着のための許可が必要であること。この一連の手続きには最短でも2ヵ月以上必要である。第二に捕獲や送信機等の装着は、個体にとって多少の負荷を与えること。そして第三に複雑な地形やアプローチする道路が乏しい状況下では、トラッキングの精度が低くなることである。一方、利点として第一に個体から発せられる電波を手がかりにしているため、個体識別の間違いが極めて少なく、目視できない場合でも個体の位置をほぼ正確に把握することができること。これにより、終日のしかも連続した行動追跡が可能となる。第二に調査を一人で行なえること。ラジオ・トラッキングには、主に哺乳類を対象とした調査で用いられることの多い交角法による2人以上での調査方法もあるが、この地域のような里地の猛禽類調査では、位置測定精度の面で単独調査のほうが優れていることが確かめられている (工藤ら, 2001)。これらの理由から、個体追跡方法としてラジオ・テレメトリ法を採用し調査を行なった。

また、本研究では行動圏の推定は行なっていないが、本研究で用いた「行動圏」とは、パーチの最も外側を凸型につないでできた多角形 (White and Garrott, 1990) の内部を意味する。

2) 捕獲および送信機装着方法

1997年5月5日から6月19日にかけて、千葉県印旛沼流域鹿島川水系の谷津田のある里地域、佐倉市調査地NYを含む6地点においてサシバの捕獲を行なった。また、1998年5月3日から6月9日までの延べ18日間にかけて、千葉

県印旛沼・手賀沼流域の谷津田のある里地地域12地点において本種の捕獲を行なった。

捕獲には、地上で採食する中型猛禽類の採食生態をもとに開発された内田・時田式自動無双網（写真3-1）を使用し、おとりとしてハツカネズミとカエル類を用いた。捕獲後はすみやかに計測し、送信機を背面部に装着した（写真3-2）。サシバは調査期間中となる夏季に換羽を行なうため、送信機の装着方法には、ハーネスによって背中に背負わせるバッグ・

バック方式（Kenward, 1993）を採用した。背中からたすきがけの要領で固定し、約半年程で送信機が個体から脱落するようにテフロンリボン（テフロン加工が施された幅約5mmのリボン）の一部分を切り、その部分を木綿糸等で縫合した（調査期間および送信機の電池寿命から脱落時期を調整する）。なお、罟の流出は密猟を誘発する恐れがあること、また罟の使用にはある程度の習熟が必要なことから罟とその詳細説明は公開しない。



写真3-1 サシバ用の捕獲わなとサシバ。 撮影：時田賢一



写真3-2 小型送信機が装着されたサシバ。

3) 個体追跡方法

地上電波を頼りに個体を追跡することをラジオ・トラッキングということは前述した通りである。その追跡器具として受信機、八木アンテナ、アッテネーターを用いた。装着前に受信方位角・距離・高度をさまざまな条件で計測し、送信機の性能・特性を把握した。送信機にはその角度により、発せられる電波の発射時間が異なるように設定した。つまり、パーチして送信機が斜めに傾いているときには電波の発射時間が短く、受信機からの信号音は「ピッピッピッ」と発せられるのに対し、飛翔中で送信機が平らになるときは電波の発射時間が長くなり、「ピーピーピー」と発する。これにより、サシバの移動が容易に把握でき、目視できない状況下でもすべてのパーチにおいて滞在時間を知ることができた。追跡にはアンテナを固定した小型バイクを用い、追跡個体に近づき位置を確定した。これは、アンテナと受信機を頼りに発信機を持ったキツネ役の人間 (Fox) を探すゲームとして知られるFoxハンティングの要領と同様である。捕捉した位置 (パーチング・ポイント) を1:

5,000の地形図にプロットし、あわせて時間とサシバの行動を記録した。目視できない場合には、観察個体に50m以内まで接近した状態でアッテネーター (電波減衰機) を用いて地点推定を行なったため、位置精度は最大でも20m以内、多くの場合概ね5m前後であると推測された。追跡に小型バイクを用いたのは、谷津田周辺は4輪自動車の進入が難しく、また徒歩や自転車ではサシバの行動についていけないからである。追跡・位置測定は1個体につき1人で行なった。このトラッキングにより行動観察が容易になり、環境利用・行動特性等の必要なデータを収集することができた。

1997年において、繁殖期間を通して終日行動追跡調査ができたのは調査地NYのオスの成鳥で、調査日は、5月29日、6月5日、22日、28日、7月9日、15日、21日の延べ7日間 (107時間12分) であり、これらを本節の分析の対象とした。また、断片的な行動追跡をした調査地Bのオスの成鳥 (5月25日調査、6時間5分)、調査地SSIのオスの成鳥 (5月30日調査、8時間52分)、そして、調査地KKのオスの成鳥 (6月3日、13日の延べ2

日間調査、30時間59分)は、分析の対象外とした。

1998年は、5月24日から7月14日までの延べ28日間、佐倉市調査地NY、調査地SK、調査地KK、調査地HKK、調査地ST、鹿島川水系西部に位置する千葉市調査地YO、調査地KO、印旛沼流域印旛郡調査地KY、千葉県手賀沼流域沼南町調査地WS、調査地FZの10カ所で追跡調査を行なった。この年は繁殖期間中に4~5回調査が可能ないように、1カ所あたり1回につき約4~5時間の追跡調査とし、繁殖期間中の全パーチング・ポイント数が50~100地点になるようにした。

ここで、「パーチング・ポイント」とは、個体が立ち木等に止まっている地点のことを指し、抱卵・抱雛のため巣にとどまっている地点やねぐらに在る地点は含めない。パーチング・ポイントのことを以下「パーチ」とし、採食のために立ち木等(パーチ)に止まることを「パーチする」と表現する。

4) パーチにおける滞在時間

止まり木等に止まった時刻から離れた時刻を位置と合わせて記録した。パーチにおける滞在時間は、そのパーチを離れた時刻から止まった時刻を引いて求めた。パーチにおける滞在時間を2パターンに分類した。一つは、採食するまでそのパーチに留まった時間(採食滞在時間;採食に成功したかどうかは問わない)、もう一つは現パーチで採食をせず次のパーチに移るまでの時間(非採食滞在時間)である。時期ごとの採食滞在時間と非採食滞在時間をMann-Whitney *U*-testにより比較した。

5) 飛行距離

パーチからパーチまでの地形図上での計測距離を飛行距離とした。これを2つのパターンで分類した。一つは、採食のためにパーチ間を移動するための飛行距離(採食飛行距離)で、採食した場合でもパーチから採食地点と採食地点から次のパーチまでの距離は含めなかった。もう一つは、給餌のために巣まで採食動物を運んだときの飛行距離(給餌飛行距離)で、採食直前のパーチから巣までの距離とし、同じくパーチから採食地点と採食地点から次のパーチまでの距離は含めなかった。飛行距離の階級を20mとした場合の1日あたり1回の採食飛行距離と給餌

飛行距離の頻度を算出し、Mann-Whitney *U*-testにより比較した。

6) 行動圏内の利用範囲

行動圏内の水平的な利用様式を知るために、パーチが巣を中心としてどの範囲まで広がっているかを分析するために、巣からパーチまでの距離を25m階級として頻度を算出した。

行動圏内の立体的な利用様式を知るために、パーチの高さと採食地点までの水平距離の関係を分析した。データは1997~1999年の5~7月の期間の延べ44日間に、サシバの採食行動の確認ができた地点において採取した。パーチの高さは地面からの垂直距離を目測で計測した。水平距離は、測量用テープと目測と地形図を併用して計測した。垂直、水平距離が3m以上の場合には1m階級とし、また3m未満の場合には0.5m階級とした。

7) 巣からパーチまでの距離とそのパーチでの滞在時間との関係

全てのパーチが採食のために利用されると仮定した場合、滞在時間が長いパーチの周辺環境はサシバにとっての採食場所としての価値が高いエリアと考えられる。そこで、パーチする地点(パーチから巣までの距離)によって滞在時間に差があるかを分析した。すなわち、パーチが巣から近ければ、食物動物の採食後の給餌飛行コストが低くすむため価値が高く、逆にパーチが巣から遠ければ価値が低いと考えられる。ここでは各パーチにおける滞在時間とそのパーチから巣までの距離との相関関係を分析した。

また、集中利用域(コアエリア)と判断された巣から475m以内のパーチとそれ以上離れたパーチにおける滞在時間をMann-Whitney *U*-testにより比較した。

8) 斜面林におけるパーチの位置

パーチが斜面林のどの部分に位置しているのかを知るために、パーチから谷津田または畑等と斜面林の隣接部(以下、林縁)までの距離を計測した。また、斜面林の森林幅に対してどれだけ林縁に近いかを知るために林縁率を算出した。林縁率は、パーチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比と

した。<0.5のとき林縁，>0.5のとき林の中央部（以下，林奥）にパーチしていることを示す。パーチの位置と林縁率との関係のイメージ図を図3-23に示した。

4-3 結果

- (1) 1997年終日追跡
1) 1日の活動パターンと採食行動様式

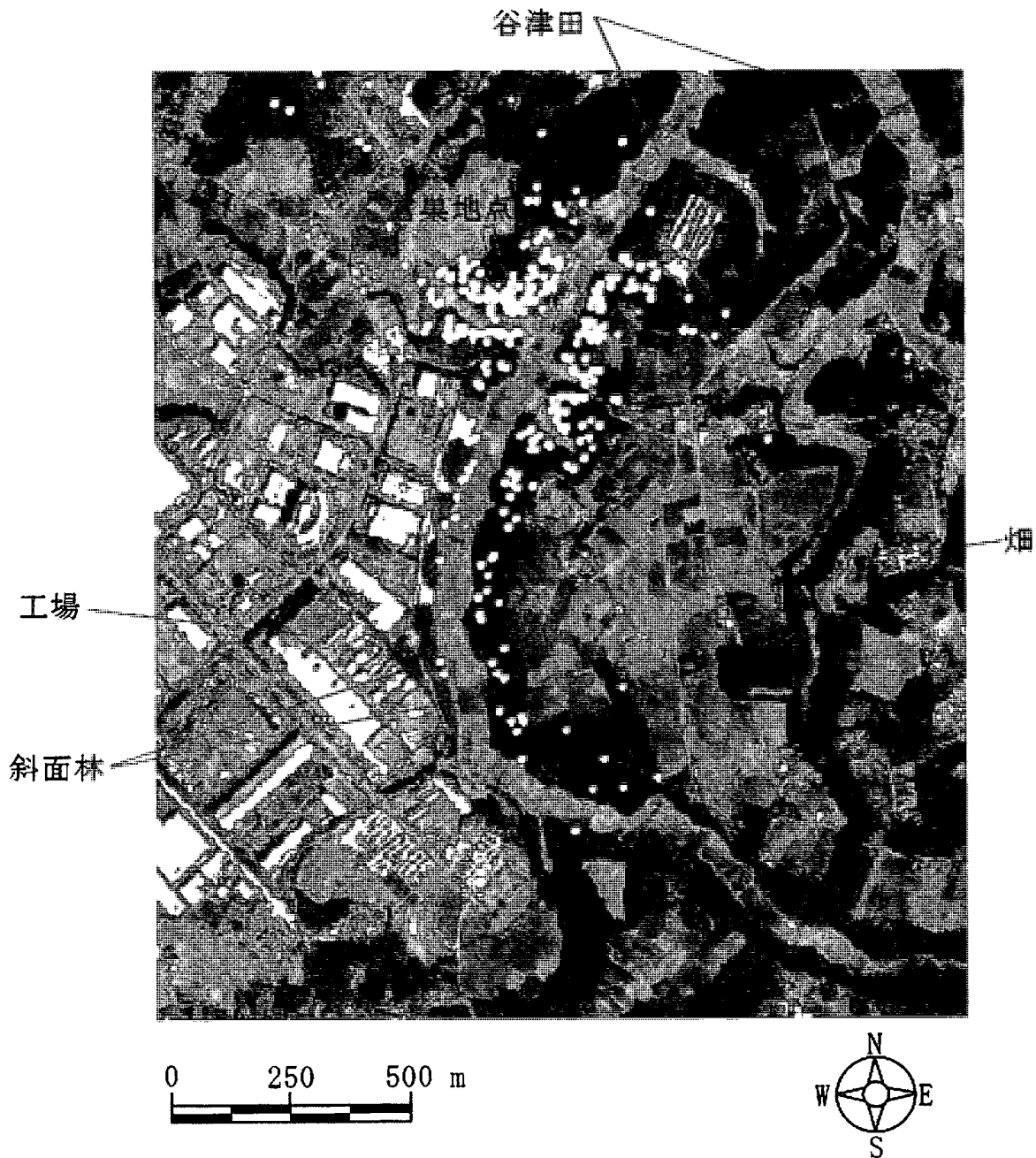


図3-15 千葉県印旛沼流域鹿島川水系佐倉市NYにおけるサシバ繁殖オスの全調査期間におけるパーチの分布。白丸がパーチを示す。1997年5月29日，6月5日，6月22日，6月28日，7月9日，7月15日，7月21日のラジオ・トラッキング終日調査にもとづく。

表3-3 千葉県佐倉市NYにおける繁殖期のサシバ繁殖オスの活動データ.

調査日	活動開始時刻	帰入り時刻	活動時間	滞在時間	% ¹⁾	パーキング数	罫と巣までの距離
5月29日	4:15	19:07	14:52	14:12	95.6	65	200
6月 5日	4:06	19:08	15:02	13:42	90.8	60	265
6月22日	4:30	18:31	14:01	12:00	85.9	78	65
6月28日	4:44	17:00	12:16	10:06	82.2	65	-
7月 9日	4:07	19:03	14:56	13:24	89.4	57	205
7月15日	4:15	18:55	14:40	13:30	92.3	77	305
7月21日	4:27	19:07	14:40	13:18	90.6	63	190
平均	4:20	18:41	14:21	12:54	89.5	66	205
標準偏差			0:59	1:24	4.4	8	82

1) 活動時間に対する滞在時間を示す。1997年のラジオ・トラッキング調査にもとづく。

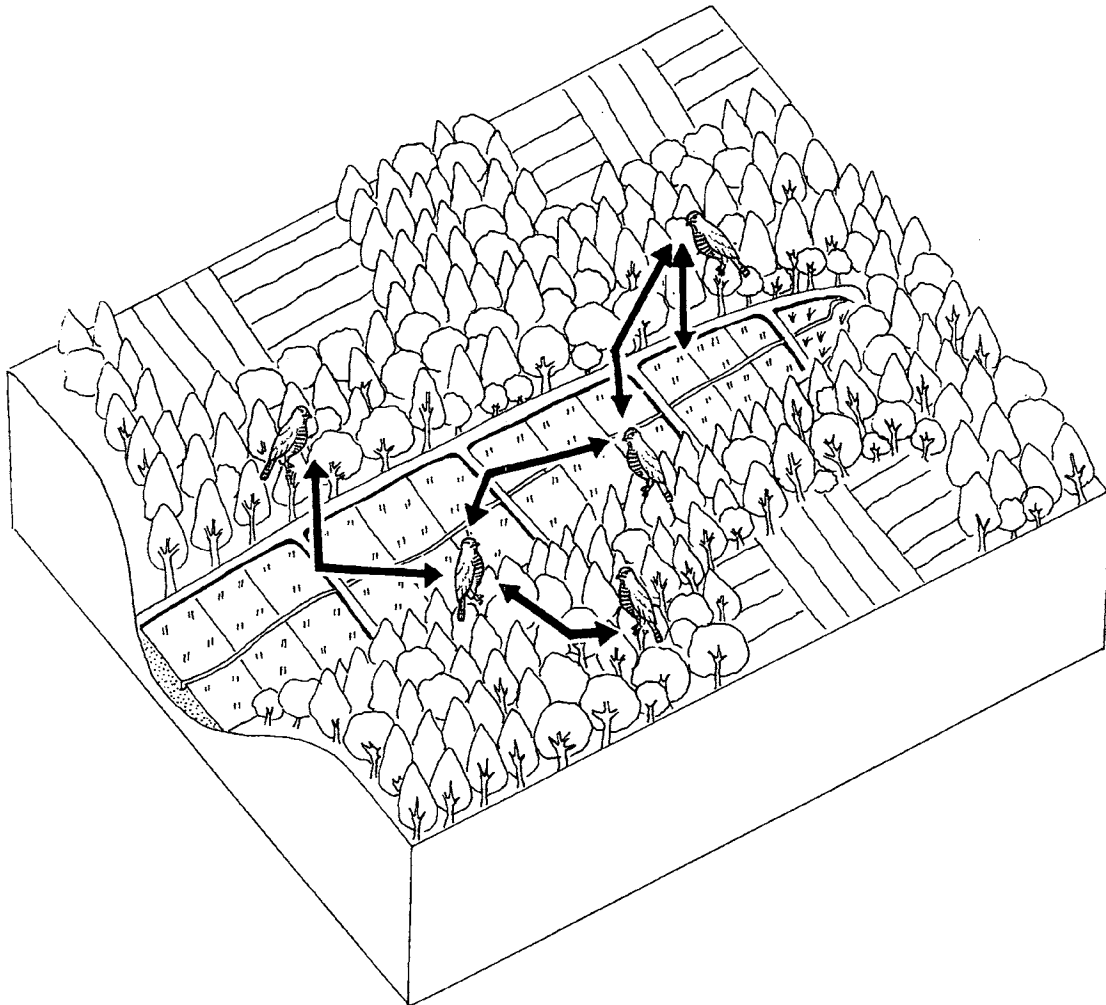


図3-14 谷津田のある里地におけるサシバの代表的な採食行動の模式図。谷津田に面した斜面林の林縁部に止まり、谷津田の畦等にいる小動物を見つけ、パーチから飛び降りて捕食する。そのあと、パーチのあった側や対岸の斜面林に移動する行動がよく観察される。また、7月以降は斜面林の樹冠部の葉上の小動物をよく利用する。

ラジオ・トラッキング調査により得られた、調査地NYの繁殖オスの活動データを表3-4に示す。繁殖期間中を通して、薄明時に埒（ねぐら）を離れ、日の入り後約30分経過した薄暮時まで活動した。1日の活動時間は、平均14時間21分であった。また、1日の活動を終えた繁殖オスは巣がある側の斜面林や対岸の斜面林の木立の中に埒をとった。巣からの平均距離は $205 \pm 82\text{m}$ （±標準偏差）であった。観察により3つの採食行動パターンがあることがわかった。もっとも頻繁に観察されたのは、斜面林の林縁近くの周囲よりもやや高いスギなどの木立や林縁近くの電柱にパーチしそこから周囲を睥睨する行動であった。谷津田の畦や土手、斜面林の林縁部や林冠部の葉面に止まっているカエル類やバッタ類などをみつけて滑空し、脚または嘴で食物動物を捕らえ、近くの枝などの止まり場で食べる行動が観察された。また、攻撃行動を行なわなかった場合は、近距離のパーチに移動する行動が頻繁に観察された。パーチでは羽づくろい等の休息行動も観察されたが、羽づくろいの途中でも食物動物を発見するとすぐに採食行動に切り替える行動が頻繁に観察され、採食のためのパーチと休息のためのパーチの判断がつかなかった。次に観察されたのは、土手や草地、あるいは農道脇などのサシバよりも草丈が高いような場所でゆっくり歩きながら食物動物を探しては脚または嘴で捕らえる行動であった。最後にまれに見られる行動として、飛んでいるトンボ類などの昆虫を空中で嘴によって捕らえるのが観察された。谷津田のある里地における代表的な

サシバの採食行動の模式図を図3-14に示す。

1日のパーチ数は平均 66 ± 8 カ所（±標準偏差； $N=465$ ）であった。7日間の全パーチを図3-15に示した。

5月29日と6月5日には、抱卵または抱雛が1～2回観察された。1回の抱卵または抱雛時間は、110分、124分、230分（ $N=3$ ）であった。

2) パーチにおける滞在時間

抱卵または抱雛により滞在した時間を除いた、パーチあたりの滞在時間の最小値は1分、最大値は179分と開きがあったが、最頻値は1分、中央値 7.0 ± 1.4 分（±95%信頼区間、 $N=439$ ）であった。さらに詳細にみると、採食滞在時間においては最小値1分、最大値90分と開きがあったが、最頻値4分、中央値 10.0 ± 2.9 分（±95%信頼区間、 $N=114$ ）であった。一方、非採食滞在時間の最小値は1分、最大値は179分と開きがあったが、最頻値1分、中央値 6.0 ± 1.6 分（±95%信頼区間、 $N=325$ ）となり、採食滞在時間のほうが有意に長い傾向がみられた（Mann-Whitney U -test $z=-4.00$, $p<0.0001$ ）。採食滞在時間と非採食滞在時間の季節変化を図3-16に示した。繁殖前期にあたる5月29日、6月5日、および繁殖後期にあたる7月15日、7月21日は両者に有意な差はみられなかった（ $z=-0.16$ $p=0.87$, $z=-0.84$ $p=0.4$, $z=-0.66$ $p=0.51$, $z=-0.68$ $p=0.50$ ）。また、繁殖中期の6月28日は、平均値で6分以上、中央値で5分以上の差が認められたが統計的有意性はみられなかった（ $z=-1.67$ $p=0.10$ ）。

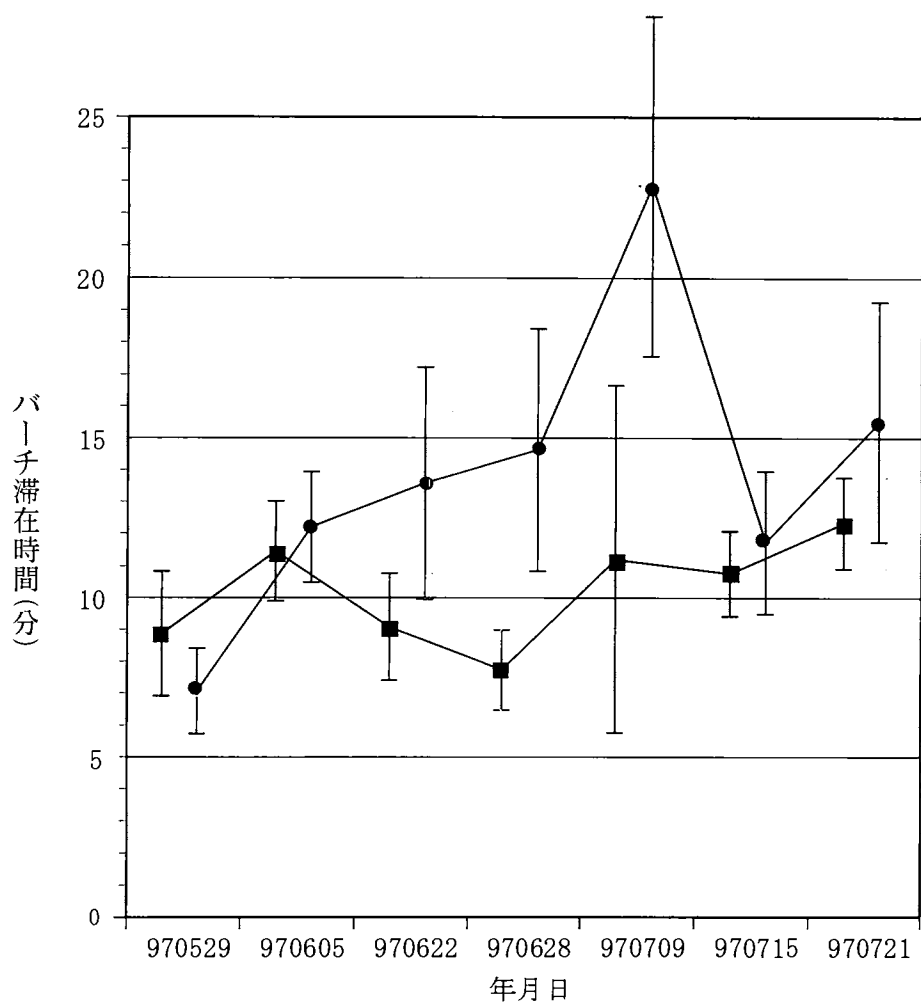


図3-16 サシバ繁殖オスのパッチにおける滞在時間の季節変化。●-は採食するまでそのパッチを離れない時間（採食滞在時間）、■-は現パッチで採食をせず次のパッチに移るまでの時間（非採食滞在時間）の平均値を示す。縦棒は標準誤差を示す。1997年5月29日～7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。
 $(z = -1.67 \quad p = 0.10)$.

表3-4 サシバ繁殖オスの1日の1回あたりの飛行距離と総飛行距離。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。ただし、1回あたりの飛行距離は給餌のための飛行は含まない。

	飛行距離 (m)	総飛行距離 (m)
平均	141.3	9151
標準誤差	6.7	700
中央値	105.0	9205
最頻値	5	—
標準偏差	135.8	1852
最小	5	6865
最大	915	12010
標本数	415	7
信頼区間 (95.0%)	13.1	1713

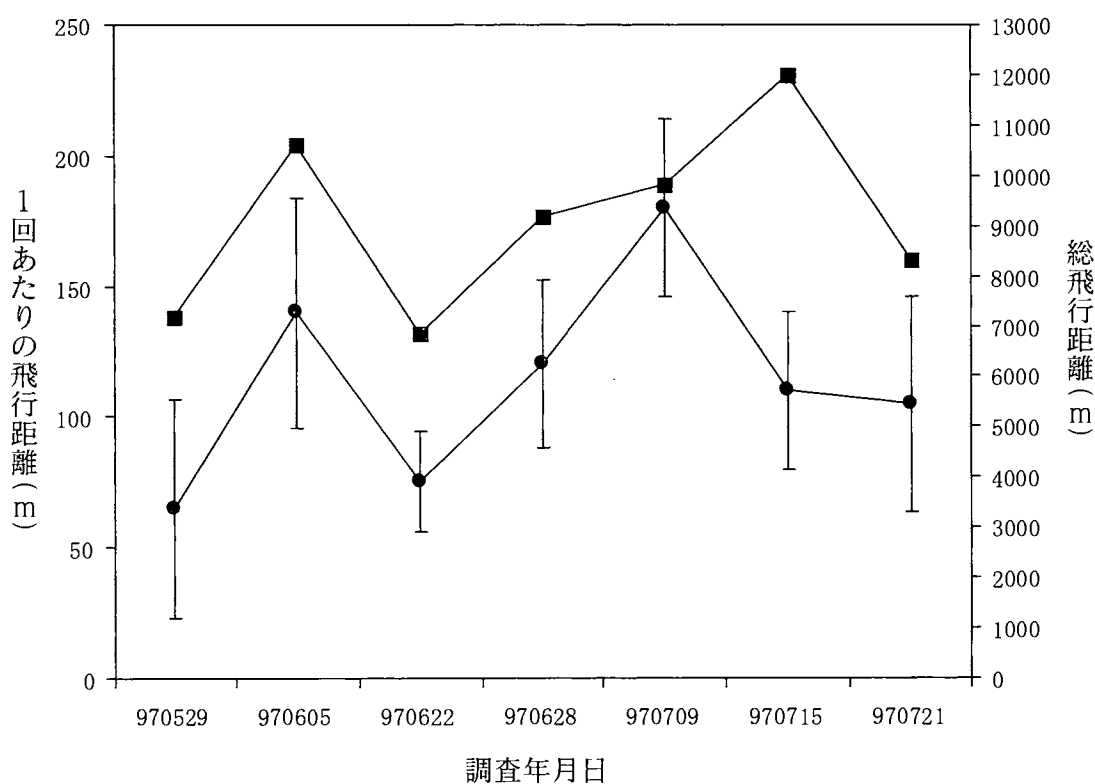


表3-17 サシバ繁殖オスの1日の1回あたりの飛行距離の中央値と総飛行距離の季節変化。●は飛行距離、■は総飛行距離、1回あたりの飛行距離の縦棒は95%の信頼区間を示す。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。

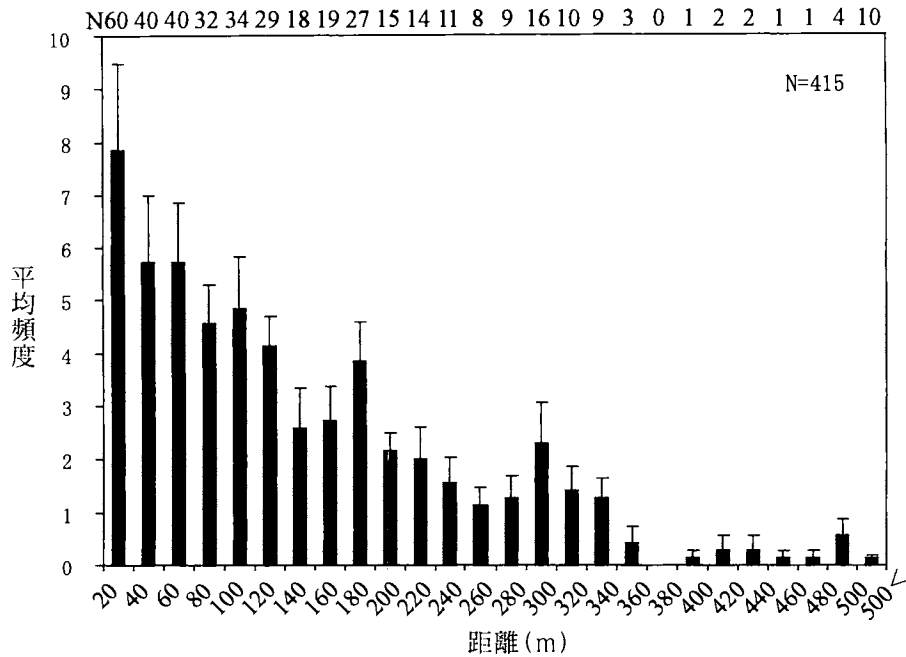


図3-18 サシバ繁殖オスの1回あたりの飛行距離のヒストグラム。階級に占める1日あたりの平均頻度を示す。飛行距離の階級は20m間隔とした。ただし給餌のための飛行は含まない。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。縦棒は標準誤差を示す。

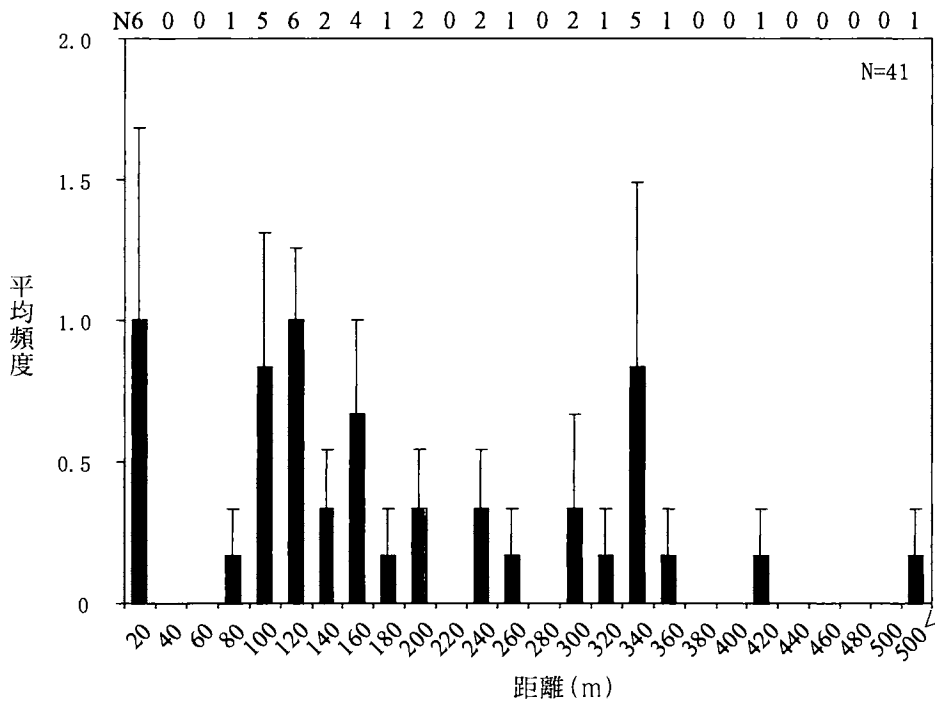


図3-19 サシバ繁殖オスの採食に成功した直前のパーチから巣までの給餌のために飛行した距離のヒストグラム。階級に占める1日あたりの平均頻度を示す。飛行距離の階級は20m間隔とした。ただし給仕のための飛行は含まない。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。縦棒は標準誤差を示す。

3) 飛行距離

1日の活動における1回あたりの飛行距離と1日あたりの総飛行距離の統計量を表3-5に、その季節変化を図3-17に示した。1回あたりの飛行距離と1日あたりの総飛行距離は時期的な一定の傾向はみられなかった。また、1回の採食飛行距離の最小値は5m、最大値は915mと開きがみられたが、中央値105±13.1m (±95%信頼区間, N=415)、1回あたりの飛行距離の最頻値は6月5日の35mを除き、その他の調査日においてすべて5mであった。さらに、1日あたりの1回の採食飛行距離のヒストグラムを図3-18に示した。飛行距離の階級を20mとした場合1回あたりの飛行距離の頻度は、0~20mの階級が最も多く、距離が長くなるにつれて頻度が減少する強い負の相関が認められた (Spearman, $R^2=0.939$, $p<0.0001$)。一方、給餌飛行距離の頻度 (図3-19)

においては同様に負の相関が認められたが (Spearman, $R^2=0.438$, $p<0.05$)、採食飛行距離と給餌飛行距離との比較では、給餌飛行距離が有意に長かった (Mann-Whitney U-test $z=-2.15$, $p<0.05$)。

このことから、行動圏内の繁殖オスは、給餌のときに長距離間を飛行する以外は、短距離間のパーチ間を移動する行動様式をとることが明らかとなった。

4) 行動圏内の利用範囲

行動圏内の水平的な利用様式を知るために、パーチが巣を中心としてどの範囲まで広がっているかを分析した。パーチから巣までのヒストグラムおよびその累積頻度 (%) を距離の階級を25mとして図3-20に示した。パーチは、巣から近いところで10m、最も離れたところで

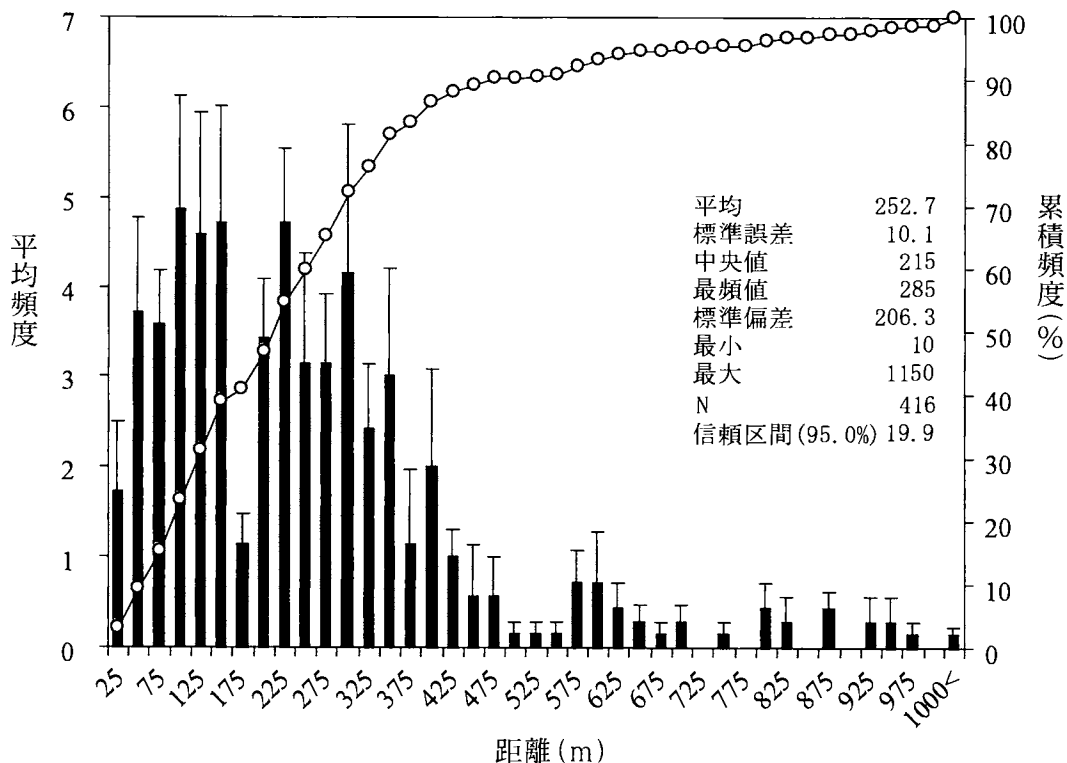


図3-20 サシバ繁殖オスのパーチから巣までの距離のヒストグラム。階級に占める1日あたりの平均頻度■と累積頻度○ (%) を示す。距離の階級は25m間隔とした。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。縦棒は標準誤差を示す。

1150m, 最頻値285m, 中央値215±19.9m (±95%信頼区間, N=416), パーチ間の最長距離は1640mであった。また, 累積頻度から, 行動圏内の72%が巣から300m以内, 81%が350m以内, そして90%が475m以内を利用範囲としていることがわかった。

行動圏内の立体的な利用様式を知るために, パーチの高さと採食地点までの水平距離の関係を分析した。パーチの高さの最小値は1.5m, 最大値は20mで, 高さの中央値は6.0±1.2m (±95%信頼区間, N=54)であった。また, パーチから採食地点までの水平距離の最小値は0.5m, 最大値は60mで, 距離の中央値は6.0±2.3m (±95%信頼区間, N=54)であった (図3-21)。パーチの高さと採食地点までの水平距離には, 高いパーチほど採食地点までの水平距離が遠いという正の相関関係が見られた (Spearman, $R^2=0.536$, $p<0.05$, N=54)。

これらのことから, 行動圏内に集中利用域 (コアエリア) があり, 繁殖オスの場合, 利用

域の90%が巣から475m以内, また巣からおよそ75~225mの範囲にあるパーチを最も良く利用したこと, 高いパーチほど採食可能範囲が広がったことが明らかとなった。

5) 巣からパーチまでの距離とそのパーチでの滞在時間との関係

各パーチにおける滞在時間とそのパーチから巣までの距離との相関関係を図3-22に示した。その結果, 各パーチにおける滞在時間は, 巣からの距離と相関関係は認められなかった (Pearson, $R^2=0.0025$, $p=0.319$, N=406)。

また, 集中利用域と判断された巣から475m以内のパーチとそれ以上離れたパーチにおける滞在時間を比較した。その結果, 両者の間には, 有意な関係が認められなかった (Mann-Whitney U -test $z=-1.804$, $p=0.071$)。

これらのことから, 巣からパーチまでの距離とそのパーチにおける滞在時間には, 関係が認められないことが示された。

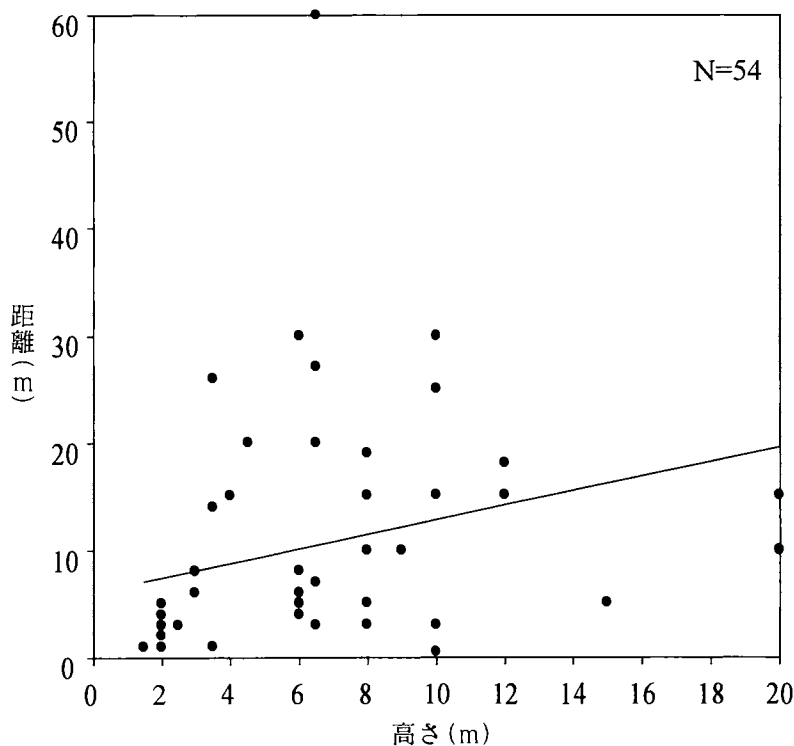


図3-21 サシバ繁殖オスのパーチの高さと捕食地点までの水平距離との関係。パーチの高さは地面からの垂直距離を目測で, 水平距離は測量用テープと目測を併用して計測した。計測階級は3m以上を1m, 3m未満の場合を0.5mとした。棒は単回帰直線を示す。1997~1999年の5~7月の期間の延べ44日間に, サシバの採食行動の確認ができた時点において採取したデータにもとづく。

(2) 1997年終日追跡および1998年断続的追跡

1) 営巣林

個体追跡を行なった10ヵ所の調査地全てで、営巣木がある営巣林を確認した。営巣林は全て谷津田に面した斜面林の斜面上のスギ広葉樹混交林であった。谷津田の中間点付近の谷津田と斜面林の隣接部分において、谷津田が斜面林にわずかに入り込んだ微地形によって形成される斜面に多く見られた。

2) 斜面林におけるパーチの位置

各調査地におけるパーチから林縁までの距離と林縁率を図3-24に示した。林縁までの距

離の最小値は0m、最大値は調査地STの133mで、全調査地の距離の中央値は 14.2 ± 4.6 m ($\pm 95\%$ 信頼区間, $N=903$)であった。また、林縁率の最小値は0、最大値は97年調査地NYの0.9で、全調査地の林縁率の中央値は 0.25 ± 0.05 ($\pm 95\%$ 信頼区間, $N=1141$)であった。パーチから林縁までの距離と林縁率の季節変化を図3-25に示した。パーチから林縁までの距離と林縁率は、時期における大きな違いは認められなかった。

このことから、繁殖オスは、繁殖期間を通して谷津田または畑等の開けた環境に接した斜面林の林縁部にパーチすることが明らかとなった。

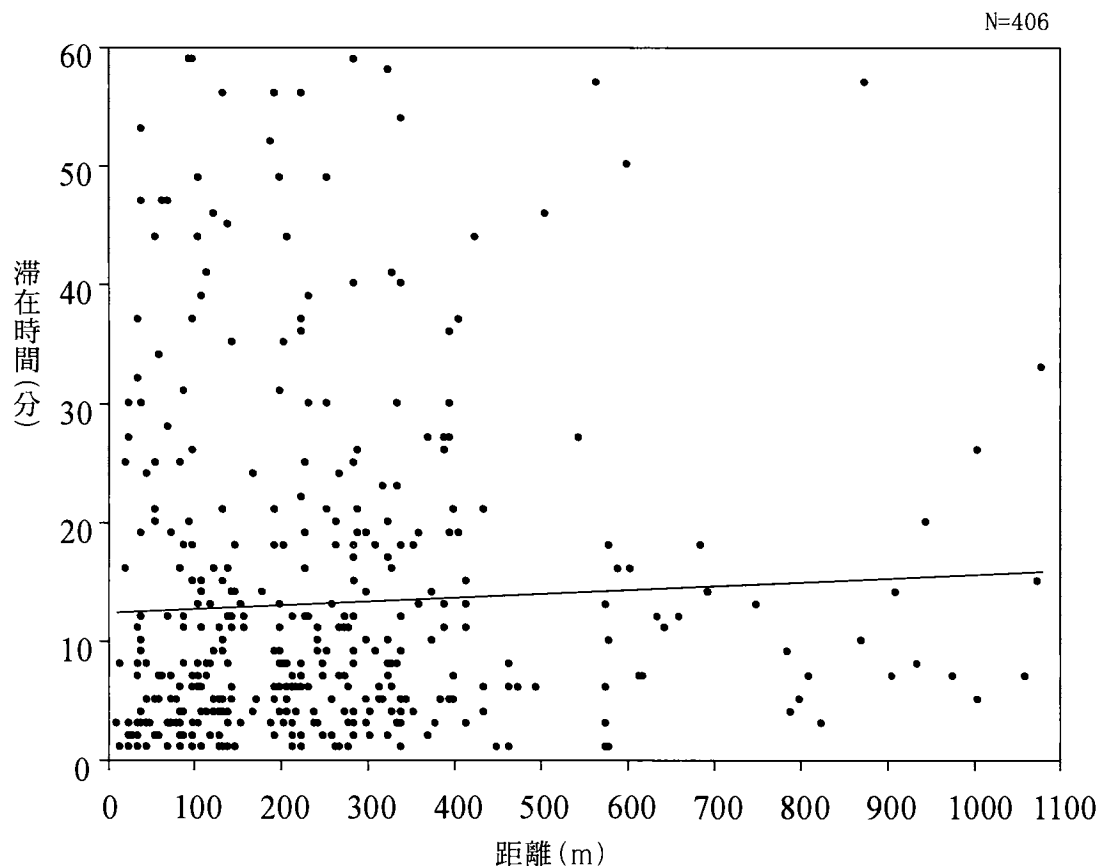


図3-22 サシバ繁殖オスのパーチから巣までの距離とパーチでの滞在時間との関係。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。棒は単回帰直線を示す。

4-4 考察および小括

ラジオ・トラッキングによる行動追跡により、繁殖地におけるサシバの繁殖オスの採食行動様式が把握できた。図3-16からわかるように、谷津田に隣接した斜面林に沿ってパーチが点在しており、谷津田に沿った細長い行動圏を呈することが明らかとなった。1日の活

動時間の約90%がパーチに滞在する時間であった。パーチでは羽づくろい等の休息行動も観察されたが、羽づくろいの途中でも食物動物を発見するとすぐに採食行動に切り替える行動が頻繁に観察され、採食か休息かの判断がつかなかった。パーチの高さや滞在時間等と採食距離等との関係を調べたオナガフクロ

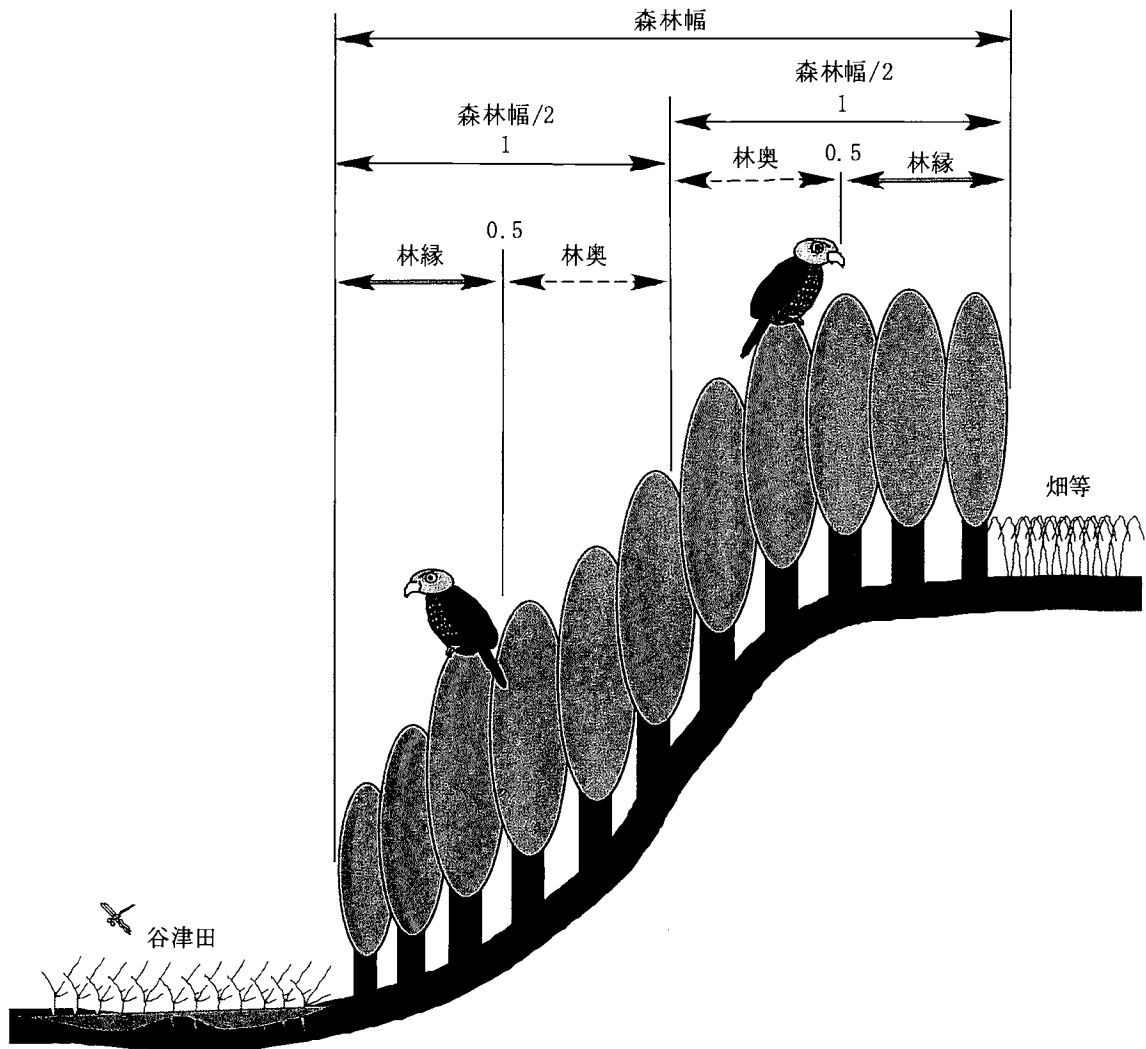


図3-23 斜面林におけるパーチと林縁率のイメージ図。パーチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比を林縁率とした。<0.5のとき林縁、>0.5のとき林の中央部（林奥）にパーチしていることを示す。

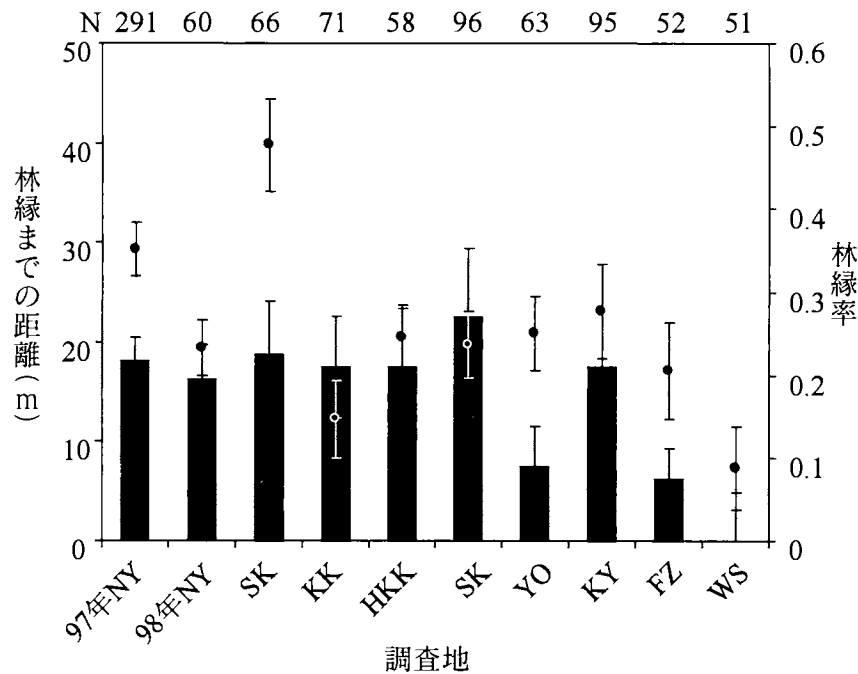


図3-24 各調査地におけるパッチから林縁までの平均距離と林縁率。パッチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比を林縁率とした。<0.5のとき緑林，>0.5のとき林の中央部（林奥）にパッチしていることを示す。1997年5月～7月，1998年5月～7月までの延べ50日間のデータにもとづく。■は林縁までの距離の中央値，●は林縁率の中央値，縦棒は95%信頼区間を示す。

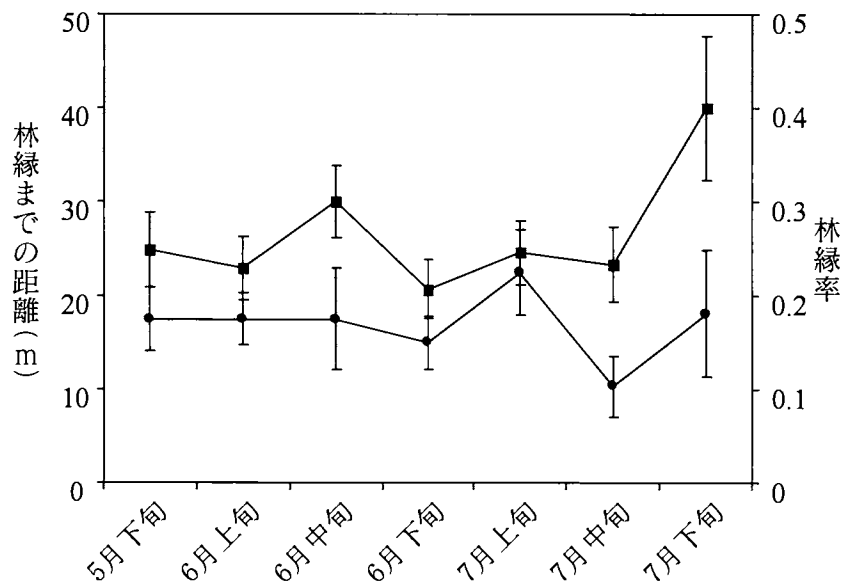


図3-25 パッチから林縁までの距離と林縁率の季節変化。パッチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比を林縁率とした。<0.5のとき緑林，>0.5のとき林の中央部（林奥）にパッチしていることを示す。1997年5月～7月，1998年5月～7月までの延べ50日間，10カ所のデータにもとづく。■は林縁率の中央値（N=1217），●は林縁までの距離の中央値（N=951），縦棒は95%の信頼区間を示す。

ウ *Surnia ulula* の研究でも同様の行動が観察されており、明らかに眠っていると判断される以外のパーチでの行動を全て採食行動として扱っている (Sonerud, 1992)。本調査では、活動時間中に明らかにパーチで眠っている行動は観察されなかったことから、パーチで滞在している全ての時間は、抱卵・育雛のための採食活動のために費やされたと判断しても良いだろう。また、巣からパーチまでの距離は、5~1150mの間に分布したが、全パーチの90%が475m以内で、巣からおよそ75~225mの範囲にある巣から近距離のパーチが最も良く利用された。そして、給餌が伴わない1回の飛行距離は給餌のための飛行距離より有意に短距離であった。

これらのことから、谷津田のある里地における本個体の採食行動様式は、巣から近距離の範囲に集中利用域を持ち、その中を短距離の移動（探索）と滞在（待ち伏せ）を繰り返しながら行動を続ける様式といえる。これは、巣から近距離のパーチを頻繁に利用することと、1回の飛行距離を短くすることで、給餌や移動のための飛行コストを低く抑えた最も効率の良い採食行動であると考えられる。

巣から近距離のパーチの周辺ほど高い採食利用価値があるとするならば、巣から近距離のパーチほど滞在時間が長いと思われる。しかし、パーチにおける滞在時間とそのパーチから巣までの距離にはそのような相関関係が認められず (図3-22)、また、集中利用域とそれ以外のパーチにおける滞在時間にも有意な差は認められなかった。つまり、利用される頻度はパーチによって異なるが、採食にかけられたコストは、利用されたそれぞれのパーチで違いが見られないということである。したがって、集中利用域以外の場所においても、行動圏内は、採食利用価値がある範囲であると判断できる。

しかし、集中利用域における滞在時間には、大きなばらつきが見受けられたが、集中利用域外では、滞在時間のばらつきは少なく、平均滞在時間に集中していた。集中利用域における滞在時間のばらつきは何を示しているのだろうか。

ここで、1つのパーチに長く滞在するほうが、そのパーチにおける採食確率は高くなるが、長く滞在してもそのパーチで採食できない危険性もある。そこで、ある時間が経過した時点で次のパーチに移動することでそのリスクから回避することができるが、その時間は、それまでの経験則、つまり1つのパーチにどのくらいの時間滞在したら最も採食効率が良いかというトレード・オフの関係で決められる (Krebs, 1980; Moreno, 1984; 粕谷, 1990)。越冬地の本種の採食行動によると、採食に成功した割合が高いパーチ周辺（パッチ）での滞在時間が長くなる傾向があり、本種は採食成功の割合等の経験に合わせて滞在時間を修正し、滞在時間を単純に固定していない (呉ら, 2002)。また、パッチで最後の採食をしてから、そのパッチを放棄するまでの時間 (giving-up time) は、草丈が低い場合で長い傾向が示されている (呉ら, 2002)。これらのことから、採食利用頻度が高い集中利用域では、パーチの場所や周辺環境の状態、過去の経験などによって滞在時間を臨機応変に変えているが、集中利用域外においてはそこでの採食経験が少ないために、集中利用域において最も採食効率が良かった平均的な時間を採用しているのではないかと考えられる。このことはさらに、集中利用域外もまた、採食地としての機能価値が本種によって認められていると判断される。

繁殖期間を通じて、パーチは斜面林の林縁部に位置した。本調査地では、斜面林の大半は、一方が谷津田、もう一方が畑等に面している。つまり、斜面林の林縁部は、谷津田面や畑面との比高が生じるため、地上に生息している小動物を発見しやすい位置にあるといえる。また、谷津田に面した林縁部は、向こう側の林縁部も視野に入れることができる。また、パーチの高さとパーチから採食地点までの距離には正の相関が認められたように (図3-21)、パーチの高さが高いほど、採食可能範囲が広いことが示された。本種と採食様式が近いトカゲノスリ *Kaupifalco monogrammicus* でも同様のことが、確かめられているが、トカゲノスリと本種と同属で採食様式が類似しているアフリカサシバ *Butastur*

*rufipennis*では、パーチの高さが高いほど、採食成功率が減少する傾向が認められている(Thiollay and Colobert, 1990)。また、トカゲノスリとハイイロチョウゲンボウ *Falco ardosiaceus*では、パーチから採食地点までの距離があるほど採食成功率が下がる傾向を彼らは示している。アフリカのサバンナでは、パーチから採食地点までの距離のこれら3種の平均距離は70~80m前後(Thiollay and Colobert, 1990)であったが、谷津田のある里地である本調査地では、最大でも60m、中央値においてはわずか6mであり、パーチから採食地点までの距離が非常に短い特徴のあることがわかる。これらのことから、本種がパーチとして利用する林縁部は、パーチの高さとパーチから採食地点までの距離が適正であるために、採食成功率が最大になるための条件を持つ位置なのであろう。したがって、本種のような探索待伏せ型の採食行動様式を持つ鳥類にとっては、林縁部は採食のためのパーチとしての機能性が高いと考えられる。

Janes(1985)は北アメリカ北西部でノスリ属3種の生息場所を比較し、生息場所の選択に関わる環境要因として、地形の起伏量やパーチの密度が重要であること、そしてまた、特定の立地条件における採食活動の効率を決める要因として、翼の形態と関連した飛翔様式が重要であることを示した。すなわち翼の形態の指標であるアスペクト比(翼長に対する翼幅長の比)が小さく滑空飛翔が苦手なアカオノスリは、パーチから地上の食物を狙う傾向が強く、起伏の大きい土地を選択するという。そして、このような翼の形態、採食方法、そして生息場所選択との相関は、フクロウ類を含む他の猛禽類一般にも広く当てはまるということが指摘されている(Janes, 1985)。本調査地である谷津田のある里地は、細長い谷津田に沿う連続した斜面林とその外側に開けた畑等の空間が水平方向に配列し、斜面林が両側の谷津田や畑等よりも垂直方向に高いために、段丘崖の斜面林はパーチの密度が高く、地形的に環境傾度が大きい構造である。アカオノスリとほぼ同様の採食様式をもつサシバが谷津田のある里地を繁殖地として選好する理由は、このような環境構造によるものだと考えられる。

以上のことから、印旛沼鹿島川水系における本種の繁殖地の特性とそこでの行動特性および生息地利用は次のようにまとめられる。生息地は、ほぼ全面水田耕作が行なわれた谷津田とその周りが斜面林で覆われている。斜面林の長い林縁部と谷津田や畑等は採食場所として利用され、また斜面林の林縁部は営巣やパーチとしても利用される。繁殖期間中、1日の活動時間の約90%が採食パーチにおける滞在時間として費やされる。一つのパーチでは、約7分前後(中央値)滞在した後、採食するか、次のパーチに移動する。1回の移動距離は、20m未満であることが最も多い。巣から75~225mの範囲にあるパーチが最も良く利用され、90%の集中利用域は475mの範囲であった。集中利用域外のパーチにおいても、採食パーチとして機能を有し、巣から最大1150mまで分布した。本種の採食行動様式は、パーチに滞在して食物動物を探し、採食の有無に拘らず、一定短時間で次の近接パーチに移動する一連の行動を繰り返す。これらの行動特性と生息地利用から、環境傾度が大きな、谷津田面と斜面林の立体的な配置と、それが水平的に連続した構造を持つ谷津田のある里地は、本種の繁殖地としては非常に適した環境であるといえる。

本種の生息地保全という観点からは、谷津田に隣接した斜面林の広域的な連続性と、それに隣接した採食地としての谷津田、または畑地の重要性があげられる。特に、集中利用域の範囲内では、谷津田と斜面林の連続性を確保し、営巣、採食行動に支障となるような斜面林の伐採や谷津田の水田耕作以外の目的での造成等は絶対に避けられるべきである。また、集中利用域外の範囲であっても、採食地としての機能を有しているため、ここでも斜面林の伐採や耕作放棄は行なうべきではないと考えられる。

第4章 ミクروسケールから捉えた生息環境

前章では、メソスケールで捉えられるサシバの生息地の環境構造と、そこでの本種の行動特性を分析し、谷津田のある里地が、本種の繁殖地として非常に適していることを明らかにした。そこでこの章では、サシバの生息

地をミクروسケールで捉える。このスケールは、本種1個体の短時間の利用地点や本種の食物動物の行動圏を含む範囲に相当する。ここでは、前章と同様に、谷津田景観が卓越した里地環境である印旛沼から手賀沼流域にかけてをケーススタディ地域とする。本種の行動圏内における微細地形あるいは微細な人工構造物によって形成される土地環境の構造と機能が、本種やその食物動物の生息や環境選好性にどのように関わっているのかを分析する。

第1節では、サシバは採食地点としてどのような景観構成要素を選択するのか、また、採食地点の植生密度はどのような特徴を持ち、それらが季節的にどのように変化するかを分析する。第2節では、本種の行動圏内には、本種の食物となるどのような小動物が生息しており、それが季節的にどのように変化するかを分析する。第3節では、単に運ばれた採食動物のビデオ撮影による映像分析と採食行動の直接観察によって、本種が実際に採食した動物とその季節変化を分析する。そして第4節では、本種の行動圏内に含まれる微細な環境構造、特に谷津田の圃場整備によるその変化が、主要な食物動物で下位の動物群であるカエル類の生息にどのように影響しているのかを分析する。

第1節 採食地点の景観構成要素と植生密度

1-1 目的

第2章第2節のアンケート調査では、サシバの採食地点の75%が「水田環境」、10.4%が「斜面林」という結果が得られた。しかし、季節的な採食地点の利用や選択性については調べられていない。これまでに、猛禽類の採食場所や採食地点の選択には、植被率や草丈等の植生密度が影響している (James and Brooks, 1981; Bechard, 1982; Smallwood, 1988; Preston, 1990; Widén, 1994) という報告があるものの、植生密度の季節変化と採食地点の選択との関係については述べられていない。

そこで、季節的にどの景観構成要素を本種は採食地点として利用するのか、そしてまた、それが植生密度とどのように関係しているのかを分析する。

1-2 調査地および調査方法

(1) 調査地

千葉県印旛沼流域鹿島川水系北部に位置する佐倉市調査地NY, 調査地SK, 調査地KK, 調査地HKK, 調査地ST, 鹿島川水系西部に位置する千葉市調査地YO, 調査地KO, 印旛沼流域印旛郡調査地KY, 千葉県手賀沼流域沼南町調査地WS, 調査地FZの10ヵ所とした。

(2) 採食地点の景観構成要素調査

1997~1999年の5~7月の期間の延べ37日間に、ラジオ・トラッキングまたは目視観察によってサシバの採食地点の景観構成要素を調査した。調査した個体は、3年間の繁殖期間に10ヵ所の調査地で観察された延べ102個体である。延べ個体数としたのは、観察個体の中には個体識別されていない個体が含まれているために、正確な個体数が不明なためである。また、観察個体の中には成鳥のオスとメスを含み、幼鳥は含めていない。景観構成要素として水田、畦、土手、休耕田、放棄田、農道、畑、草地、斜面林、空中を採用し、採食行動が観察されることに記録したが、採食の成否は問わなかった。また分析の際には、「水田」、「畦・土手」、「休耕田放棄田」、「農道」、「畑・草地」、「斜面林」、「空中」の7つに統合し、さらに、「水田」、「畦・土手」、「休耕田・放棄田」、「農道」をあわせ、「水田面」、「畑・草地」、「斜面林」、「空中」として季節変化をみた。そして、「水田面」と「斜面林」での採食観察回数と時期をカイ2乗検定し、Harberman法による調整済み残差分析 (Harberman, 1973) を行なった。1ヵ月間を上旬 (1~10日)、中旬 (11~20日)、下旬 (21日以降) に3区分して集計し、データ数のバランスの都合から、5月上旬と中旬、および7月上旬と中旬を合わせ、5月上旬から7月中旬までの全調査日を6つの時期とした。

なお、Harberman法による調整済み残差分析 (Harberman, 1973) は、調整済み残差が1.96より大きいのか、または-1.96より小さければ5%の有意性があるとした。

(3) 採食地点の植生密度調査

1997~1999年の5~7月の期間の延べ44日間

に、サシバの採食地点において、植生密度として植被率および草丈を計測した。また、採食動物種名または種類が確認できた場合には合わせて記録した。一方、本種が採食しなかった地点を知ることは不可能なため、各景観構成要素の標準的な地点を定点として設定し、そこをコントロール地点とした。コントロール地点の植被率および草丈を計測は、1999年5～7月の期間の延べ7日間に行なった。千葉県北西部内の10カ所の谷津田からその各景観構成要素である水田、畦、休耕田、放棄水田、土手において調査地点を定めた。

内部が均等に25等分された1×1mの木枠のコードラートを本種が採食した地点、あるいはコントロール定点にかぶせ、25のセル内、つまり1つのセルが20cm四方の中の植被率を5%の階級で目測した。草丈は、1×1mのコードラートの中で最も優占した植物種の平均的な高さを代表値とした。同時に、コードラート内の優占植物種を記録した。不明な場合は持ち帰り、専門家に同定を依頼した。なお、1999年5月3日、8日、9日を「5月上旬」、5月21日、23日を「5月下旬」、6月6日を「6月上旬」、そして7月4日を「7月上旬」とした。

採食地点、およびコントロール地点の草丈と植被率との関係を把握するため、それぞれの地点で相関分析とMann-WhitneyのU-testによる比較を行なった。そしてさらに、植被率と草丈を説明変量として正準判別分析により採食地点とコントロール地点を判別した。これで得られた線形判別関数は、 $Z < 0$ のとき採食地点として利用されやすく、 $0 < Z$ のとき利用されにくいことを示す。そこで、この線形判別関数式に谷津田の各景観構成要素のコントロール地点における植被率と草丈のデータを代入し、その値を「採食利用難易度指数」とした。すなわち、 < 0 が利用しやすい、 $0 <$ が利用しにくいことを示し、それぞれの絶対値がその程度を示す。

1-3 結果

(1) 採食地点の景観構成要素の季節変化

採食地点の景観構成要素の季節変化を図4-1に示した。「水田面」、「畑・草地」、「斜面林」、「空中」とした場合の季節変化は、5月上中旬

の「水田面」の採食割合は全採食地点の100%を占めた。6月上旬にやや増加するものの、その後減少し、7月上旬以降は採食が観察されなかった。一方、「斜面林」は5月中旬まで採食は観察されず、6月上旬以降増加し、7月中旬以降は全採食地点の100%を占めた。その他には、6月下旬に「畑・草地」が7% (N=2)、「空中」が4% (N=1) 観察された。

「水田面」と「斜面林」の時期による採食割合は有意に異なり (カイ2乗検定, $\chi^2=38.89$, $df=5$, $p < 0.0001$)、「水田面」の採食割合は5月上中旬では有意に高く (調整済み残差=2.34)、6月下旬以降有意に低くなった (調整済み残差=-2.21, -2.08)。一方、「斜面林」の採食割合は5月上中旬では有意に低く (調整済み残差=2.54)、6月下旬以降有意に高くなった (調整済み残差=2.40, 2.26)。

以上のことから、季節の進行に伴い、「水田面」における採食地点の割合は減少し、「斜面林」における採食地点の割合が増加する傾向があることが明らかとなった。

(2) 採食地点の植生密度

サシバの採食地点の植被率および草丈を計測できた地点は28地点であった。その内訳は、5月11地点、6月17地点であった。計測できた地点には、谷津田の景観構成要素である水田、畦、休耕田、放棄水田、土手(法)がすべて含まれた。一方、105地点で計測を行なったコントロール地点では、5月77地点、6月14地点、7月14地点であった。本種の採食地点およびコントロール地点の植被率と草丈の関係を図4-2に示す。コントロール地点の植被率と草丈には正の相関が認められたが (Pearson, $R^2=0.40$, $p < 0.0001$, $N=105$)、採食地点の植被率と草丈には相関は認められなかった (Pearson, $R^2=0.158$, $p=0.423$, $N=28$)。植被率が10%未満のときに草丈が50cmを越えた地点が2カ所見られたものの、それ以上の植被率では、植被率に拘らず草丈が 12.9 ± 2.8 cm (±標準誤差) 前後に分布した。本種の全採食地点28カ所と全コントロール105カ所の植被率には有意な差はみられなかった (Mann-Whitney U-test $z=-1.68$, $p=0.092$)。一方、草丈では、本種の採食地点のほうが有意に低かった (U-test $z=-3.06$, $p < 0.01$)。

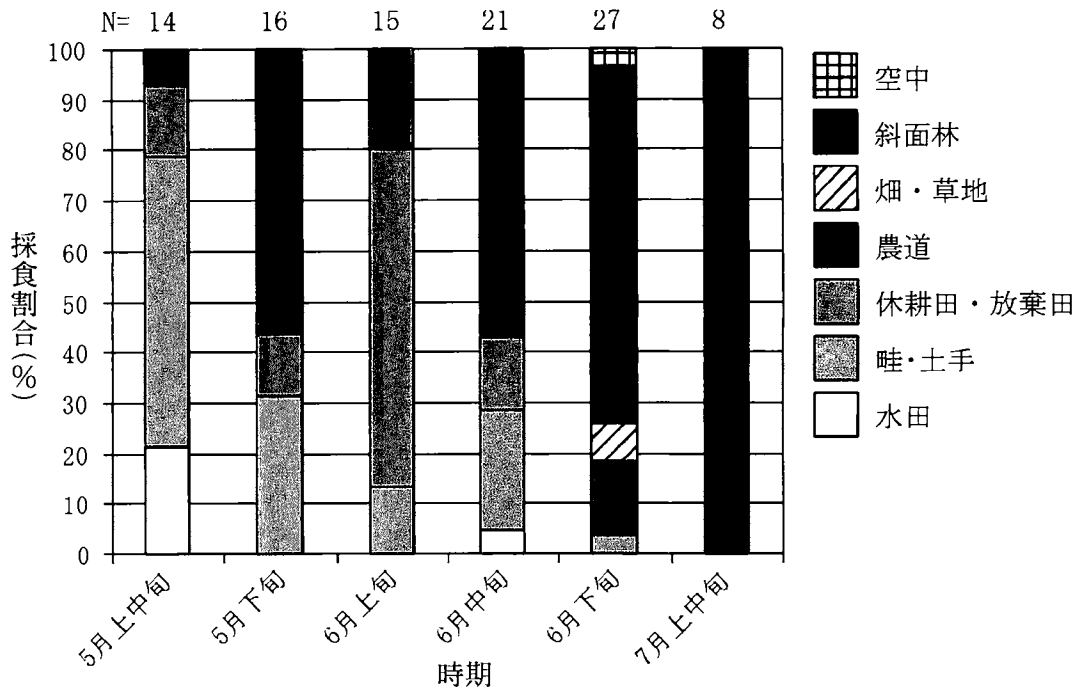


図4-1 千葉県印旛沼手賀沼流域の谷津田のある里地におけるサシバの採食地点の景観構成要素の季節変化。1-10日を上旬、11-20日を中旬、21日以降を下旬とした1997～1999年の延べ37日間の直接目視観察およびラジオ・トラッキングによる目視観察にもとづく。Nは、観察延べ個体数を示す。

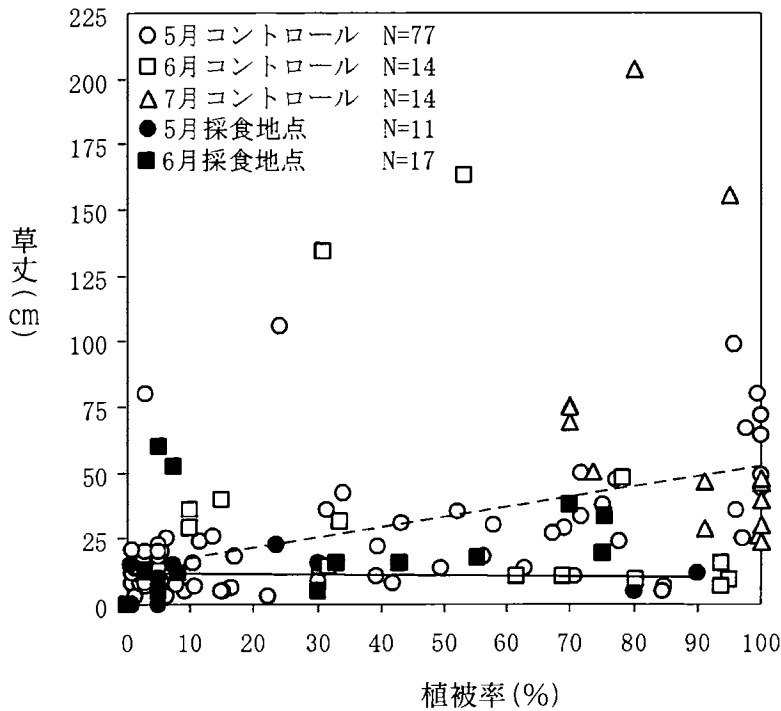


図4-2 サシバの採食地点およびコントロール地点の植被率と草丈の関係。実線はサシバの採食地点、破線はコントロール地点の植被率と草丈の単回帰直線を示す。サシバの採食地点は1997～1999年の5～7月の延べ44日間のデータ、コントロール地点は1999年5月～7月の期間の延べ7日間のデータにもとづく。

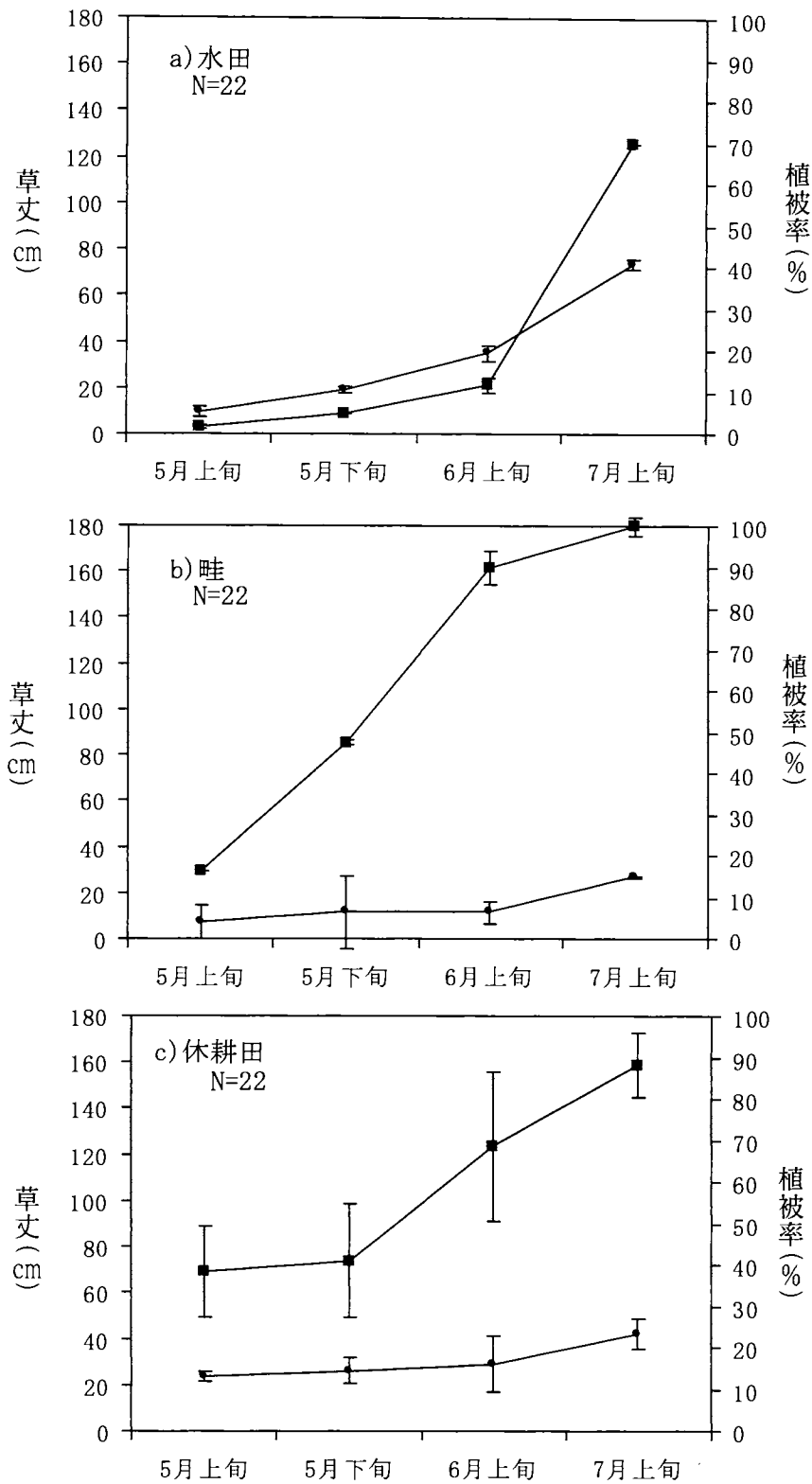


図4-3a,b,c 水田と畦と休耕田のコントロール地点における植被率と草丈の季節変化。1999年5~7月の延べ7日間のデータにもとづく。5月上旬は3日, 8日, 9日, 5月下旬は21日, 23日, 6月上旬は6日, 7月上旬は4日。■は植被率, ●は草丈, 縦棒は標準誤差を示す。

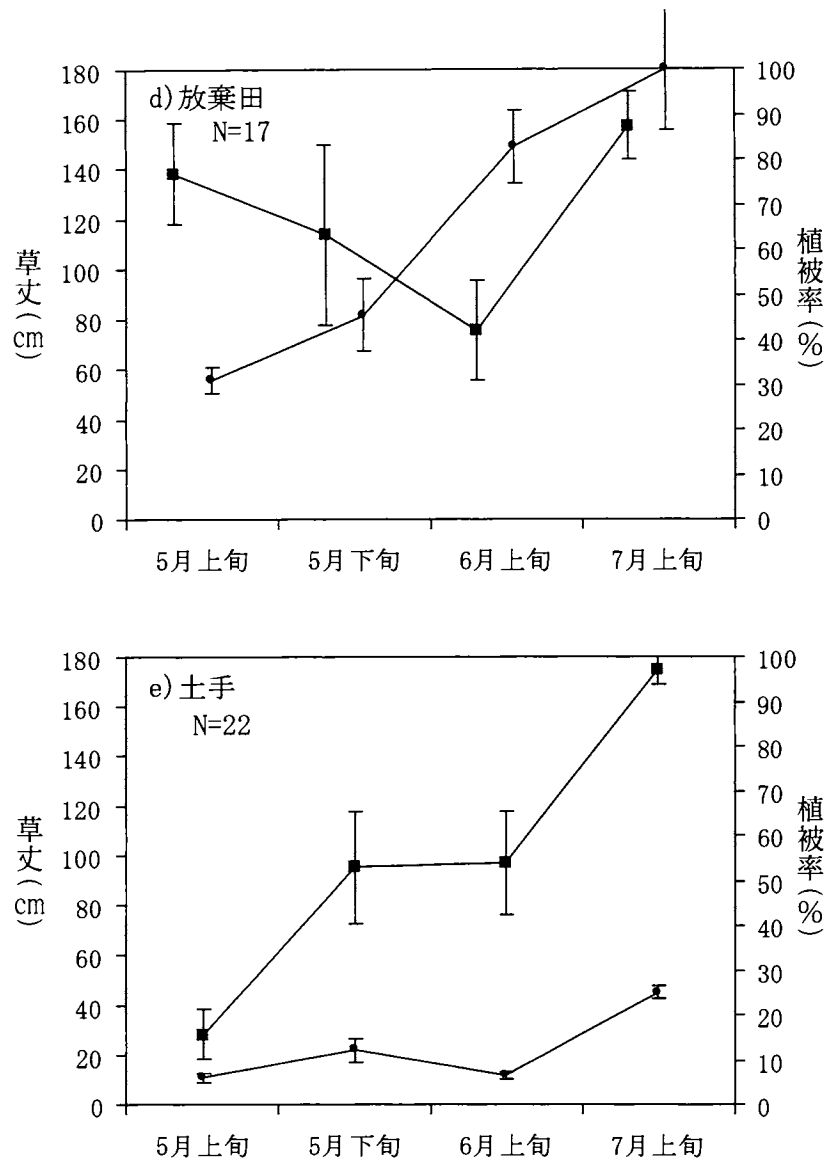


図4-3d,e 放棄田・土手のコントロール地点における植被率と草丈の季節変化。1999年5~7月の延べ7日間のデータにもとづく。5月上旬は3日、8日、9日、5月下旬は21日、23日、6月上旬は6日、7月上旬は4日。■は植被率、●は草丈、縦棒は標準誤差を示す、

各景観構成要素の植被率および草丈の季節変化を図4-3a~eに示した。植被率では、放棄田を除いて季節の進行に伴い上昇する傾向がみられた。放棄田は5月中旬の時点で平均植被率が76.9%であり、その後除草剤の影響で立ち枯れがみられ、5月中旬、6月中旬と低下したものの、7月中旬には平均87.5%まで回復した。一方、草丈では、水田、放棄田が季節の進行に伴い上昇していく傾向があるのに対し、

畦、休耕田、土手（法）は著しい上昇傾向がみられなかった。

本種の採食地点とコントロール地点は、植被率と草丈により判別された (Wilks' $\lambda=0.95$, $p<0.05$, 判別の中率=78.9%)。それにもとづいて、各景観構成要素の「採食利用難易度指数」の季節変化を図4-4a)~e)に示した。畦と土手は5月下旬以降、水田は7月上旬以降採食可能性指数が正となり採食に不適な環境となった。休耕

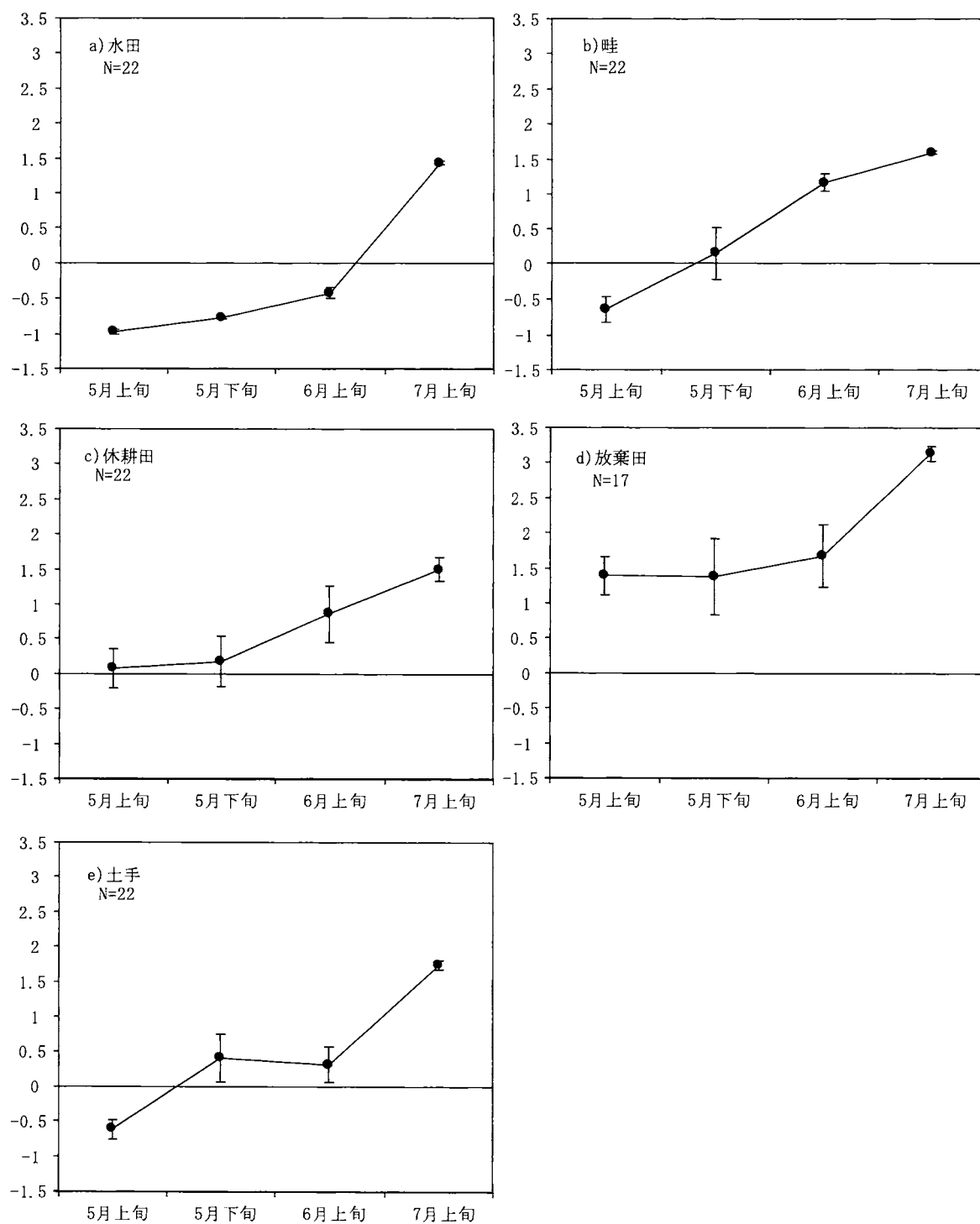


図4-4a, b, c, d, e 谷津田の各景観構成要素のコントロール地点におけるサシバの採食利用難易度指数の季節変化。採食利用難易度指数は線形判別関数にもとづく。<0が利用しやすい、>0が利用しにくいことを示し、それぞれの絶対値がその程度を示す。1999年5~7月の延べ7日間のデータにもとづく。5月上旬は3日、8日、9日、5月上旬は3日、8日、9日、5月下旬は21日、23日、6月上旬は6日、7月上旬は4日。縦棒は標準誤差を示す。

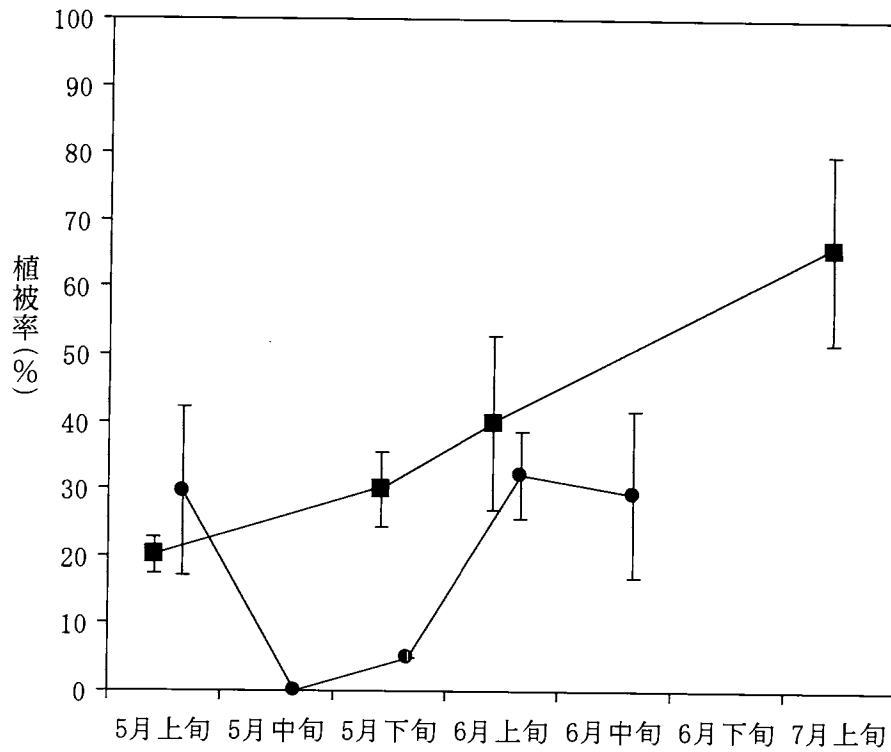


図4-5 サシバの採食地点の植被率の季節変化。●は採食地点（1997～99年，29地点，延べ11日），■はコントロール地点（1999年，105地点，延べ7日），縦棒は標準誤差を示す。

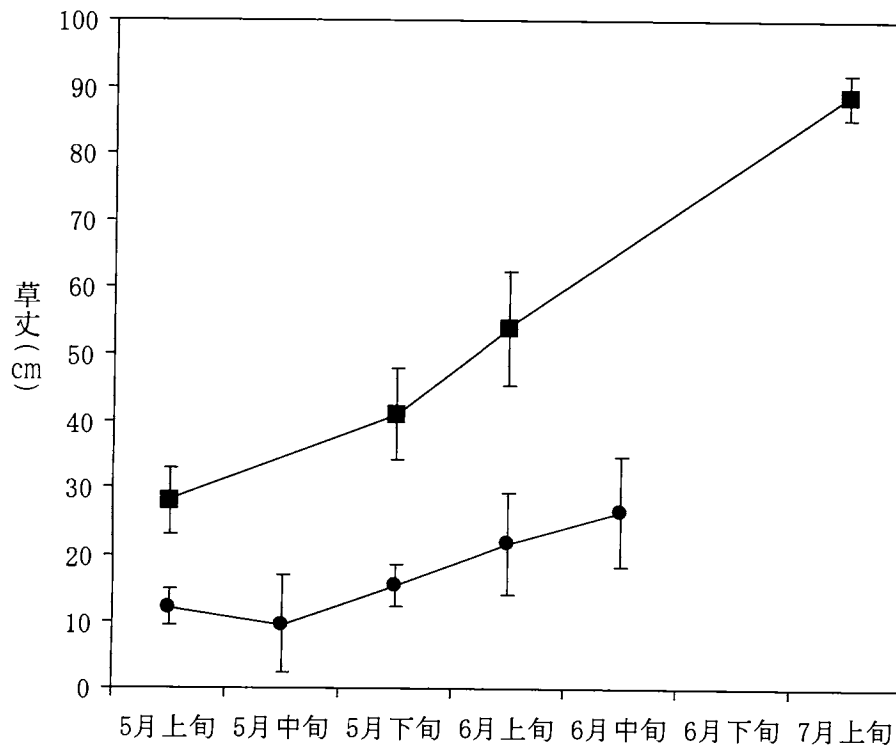


図4-6 サシバの採食地点の草丈の季節変化。●は採食地点（1997～99年，46地点，延べ19日），■はコントロール地点（1999年，105地点，延べ7日），縦棒は標準誤差を示す。

田と放棄田は、5月上旬から採食に適した環境ではないことが示された。採食地点とコントロール地点の植被率と草丈の季節変化をそれぞれ図4-5、図4-6に示した。季節の進行に伴う採食地点の植被率、草丈の増加傾向は、コントロール地点のそれよりも低いことが読み取れた。

以上のことから、植生密度を示す植被率と草丈は、採食地点選択に影響を与えており、特に草丈はそれに大きく関係することが明らかとなった。また、季節の進行に伴い、谷津田の各景観構成要素の「採食利用難易度指数」は負となり、採食には不適な環境になることが示された。

1-4 考察および小括

繁殖期における本種の採食地点の割合は、繁殖前期はすべて「水田面」で占められ、その後季節の進行に伴い「水田面」は減少する一方、「斜面林」では増加し、繁殖後期にはすべて「斜面林」で占められた。また、谷津田の各景観構成要素の「採食利用難易度指数」は、季節の進行に伴い増加する傾向が見られた。ハイイロチュウヒ *Circus cyaneus* とアカオノスリ (Preston, 1990)、またはアレチノスリ *Buteo swainsoni* (Bechard, 1982) でも、刈り取り後の畑や草丈の低い湿地等の植生密度（草丈の高い草本の占める割合）が低い場所が採食場所として有意に利用されていることが示されている。猛禽類以外でもアメリカオオモズ *Lanius ludovicianus* (Yosef and Thomas, 1993) で同様の結果が得られている。特に、アスペクト比が低く、パーチにおける待伏せ型の採食様式を持つアカオノスリではその傾向は強く (Preston, 1990)、アカオノスリとほぼ同様の採食様式を持つ本種の場合も、採食地点の選択に植生密度が大きく影響したと考えられる。

植被率と草丈を説明変量とした正準判別分析の結果、植被率と草丈は本種の採食地点とコントロール地点を判別したものの、全ての採食地点が、コントロール地点と誤判別された。それは、コントロール地点が採食しなかった地点ではなく、その中にも採食可能な地点が含まれていたと考えられるからである。特に、繁殖前期のコントロール地点の植被率、草丈は、採食地点のそれとともに低い状態であったため、正しく判別できなかったと考えられる。谷津田の各

景観構成要素の「採食利用難易度指数」を各時期で算出したところ、休耕田と放棄田は5月上旬から採食に不適な環境であり、また、畦と土手は5月下旬から採食に不適な環境と示されたが、水田は6月上旬まで採食に適した環境と示された (図4-4a)~e)。しかし、その時期の水田は多くの場合湛水状態であり、必ずしも採食に適した環境とは言い切れない。これらのことから、季節の進行に伴い、採食地点が「水田面」から「斜面林」へと変化したのは、「水田面」の植生密度の変化、すなわち植被率と草丈が増加したために、「水田面」は、採食に不適な環境構造となったためだと言える。一方、季節の進行に伴い「斜面林」が採食地として適した環境になるかどうかは本調査では明らかにできなかった。「斜面林」では、「斜面林」を構成している主に広葉樹の葉上に止まっているカエル類や昆虫類を採食する採食行動が頻繁に観察されている。照葉樹の場合は、季節的な植生密度にはそれほど変化はみられない。しかし、落葉広葉樹の場合、葉の展開が不十分な繁殖前期は、採食地としては適さないが、季節の進行に伴い葉が展開する繁殖後期には、採食の機会が増加すると考えられる。そのことも、季節の進行に伴い、採食地点が「水田面」から「斜面林」に移行することに影響しているのかもしれない。

以上のことから、繁殖地における本種の採食地点の景観構成要素とその植生密度およびそれらの季節変化は以下のようにまとめられる。採食地点は季節の進行に伴い、「水田面」における利用割合は減少し、「斜面林」における利用割合が増加する。また、本種の採食地点の植生密度は、コントロール地点のそれよりも低く、植生密度が採食地点とコントロール地点を判別したことから、植生密度の高さが採食のしにくさ（採食難易度）と関係していることが示された。「水田面」においては、植生密度が低い繁殖前期は、採食難易度も低いために採食地として利用されるが、植生密度が高くなる繁殖後期は、採食難易度も高くなり、採食地として利用されにくくなることが考えられる。このことが、季節の進行に伴い、採食地点が「水田面」から「斜面林」へと移行する要因となっていると考えられる。

第2節 採食動物の季節変化

2-1 目的

サシバの行動圏内に含まれる各景観構成要素において、季節の進行に伴い採食動物の割合がどのように変化するのかを把握することを目的とする。

2-2 調査地および方法

千葉県印旛沼流域鹿島川水系北部に位置する佐倉市調査地NY, 調査地SK, 調査地KK, 調査地HKK, 調査地ST, 鹿島川水系西部に位置する千葉市調査地YO, 調査地KO, 印旛沼流域印旛郡調査地KY, 千葉県手賀沼流域沼南町調査地WS, 調査地FZの10カ所での目視観察による調査と千葉県手賀沼流域沼南町調査地YDでの巣内のビデオカメラ撮影による調査を行なった。採食動物は可能な限り種を同定したが、不明な場合にはより高次の分類群を記載した。

目視観察は1997～1999年の4～7月の期間の延べ52日間に調査地で観察された不特定個体を対象とした。観察個体には成鳥のオスとメスを含み、幼鳥は含めていない。また、巣内のビデオカメラに撮影による調査は、2002年5月4日～7月13日までの延べ37日間、合計923分間に巣内の雛に給餌した繁殖オス1個体を対象とした。調査時期における採食割合を示すために、一カ月間を上旬(1～10日)、中旬(11～20日)、下旬(21日以降)に3区分して集計した。

目視観察では、データ数のバランスの都合から、4月と5月を合わせ、また、観察記録が1回だけであった7月上旬を除き、4月から7月上旬までの全調査日を4つの時期とした。目視観察による採食動物をカエル類、ヘビ・トカゲ類、昆虫・甲殻類、ネズミ類・鳥類として集計した。なお、甲殻類はアメリカザリガニ1種である。カエル類と昆虫・甲殻類については、4月と5月を繁殖前期、6月中旬と下旬を繁殖後期とし、調査時期と採食動物の割合をカイ2乗検定した後、Harberman法による調整済み残差分析(Harberman, 1973)を行なった。

巣内のビデオカメラ撮影による調査では、データ数のバランスの都合から、7月上旬と中旬を合わせ、給餌された採食動物が観察された6月中旬から7月中旬までを3つの時期とした。採食動物を、ヘビ・トカゲ類、昆虫類、ネズミ

類・鳥類として集計した。ヘビ・トカゲ類と昆虫類については、3つの調査時期と採食動物の割合をカイ2乗検定した後、Harberman法による調整済み残差分析(Harberman, 1973)を行なった。

2-3 結果

目視観察によって確認された採食動物の採食割合の季節変化を図4-7に示した。

カエル類と昆虫・甲殻類では、繁殖前期と後期における各採食動物群の割合に違いが認められ($\chi^2=9.98$, $df=1$, $p<0.01$)、繁殖前期はカエル類の割合が高く(調整済み残差=1.61)、昆虫・甲殻類の割合が低い(-1.86)のに対し、繁殖後期は昆虫・甲殻類の割合が高く(1.50)、カエル類の割合が低かった(-1.32)。このように、季節の進行に伴いカエル類が減少し、昆虫・甲殻類が増加する傾向が示されたが、統計的な有意性は認められなかった。

巣内のビデオカメラに撮影によって確認された採食動物の採食割合の季節変化を図4-8に示した。ヘビ・トカゲ類と昆虫類については、時期による採食動物の割合に有意な差が認められ($\chi^2=8.88$, $df=2$, $p<0.05$)、6月中旬はすべてヘビ・トカゲ類(調整済み残差=1.43)が占め、7月上旬はヘビ・トカゲ類の割合が低下し(-1.41)、昆虫類の割合が増加した(1.51)が、統計的な有意性は認められなかった。繁殖前期は撮影時間内に給餌を確認することはできず、また、繁殖後期においてもサンプル数が少なく、採食動物の採食割合の季節変化を捉えることはできなかった。

2-4 考察および小括

目視観察によると、繁殖前期である4・5月は、採食された全採食動物のうちカエル類の採食割合が有意に高く、逆に昆虫類の採食割合が有意に低かった。この時期は産卵・抱卵期にあたる(第2章第3節)。一般に昆虫類等の発生量が少ない繁殖前期のこの時期は、カエル類が重要な食物であると考えられる。6月上旬以降、カエル類の採食割合が減少する一方、昆虫類の採食割合が増加した。繁殖後期に昆虫類の採食割合が増加するのは、ビデオカメラによる撮影でも同様の結果が得られた。したがって、繁殖後期は、昆虫類が重要な食物となると考えられる。また、

目視観察とビデオカメラによる撮影によると、ヘビ・トカゲ類は、繁殖期間を通じて一定の割合で利用されたことから、それらもまた重要な食物であると考えられる。

以上のことから、繁殖前期はカエル類の利

用割合が高く、繁殖後期は昆虫類の利用割合が高くなること、採食割合は高くないが、繁殖期を通じてヘビ・トカゲ類が利用されることが示された。つまり、本種は、季節に伴い採食動物を変えていることが明らかとなった。

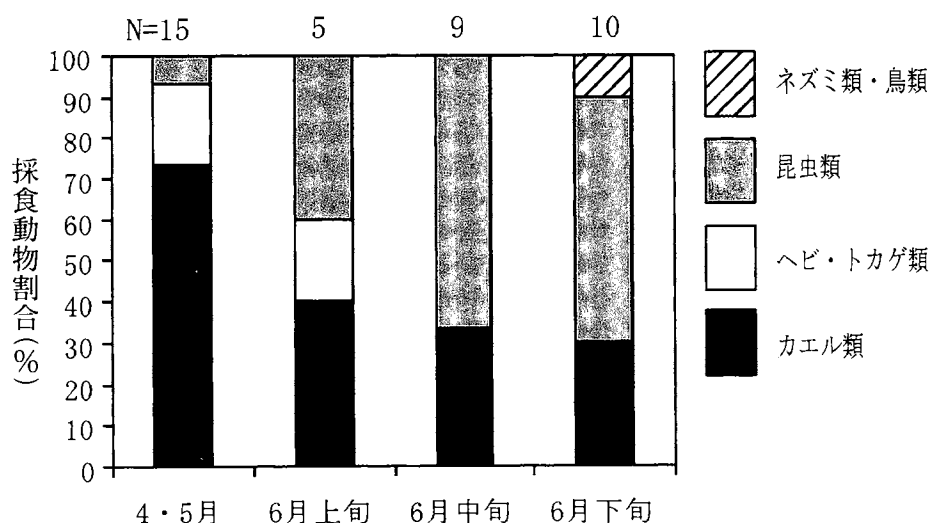


図4-7 目視観察によるサシバの採食動物割合の季節変化。1997～1999年の4～7月の期間の延べ52日間の目視観察による調査データにもとづく。Nはサシバの延べ個体数を示す。

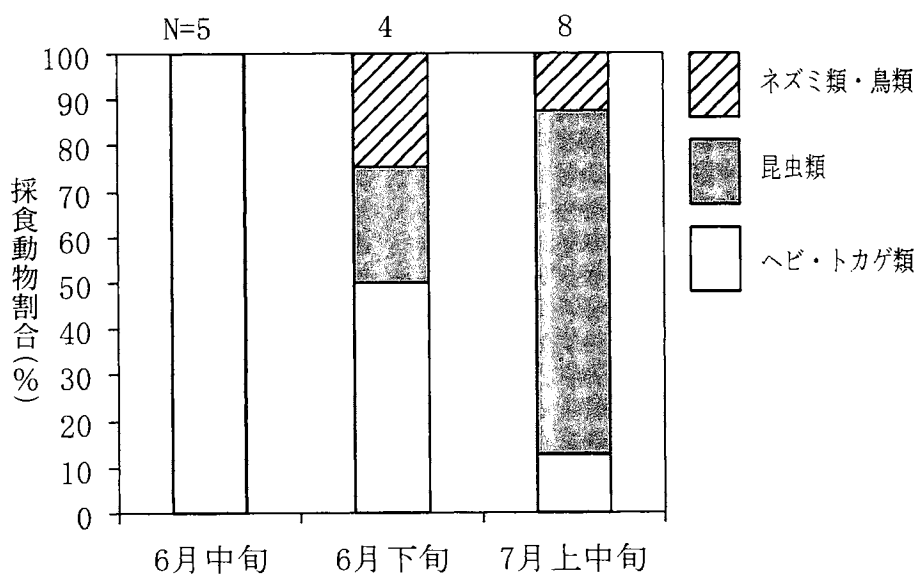


図4-8 巣内のビデオカメラ撮影によるサシバの採食動物割合の季節変化。2002年5月4日～7月3日までの延べ37日間、合計923分の巣内のビデオカメラ撮影による調査データにもとづく。Nはサシバの給餌回数を示す。

本調査では、全ての食物動物を生物量ではなく個体数として扱ったために、各食物動物の個体数の違いがどのくらいの生物量の違いとして現れるかを把握することはできなかった。おそらく採食動物1個体あたりの生物量は、ネズミ類・鳥類やヘビ類・トカゲ類が最も高く、次いでカエル類、そして昆虫類が最も低いと予想される。したがって、カエル類や昆虫・甲殻類よりも採食割合が低かった、ネズミ類・鳥類やヘビ類・トカゲ類に関しても、食物要求量という観点からは重要な食物要素であるといえる。

観察例数が少なく、各景観構成要素における採食動物の季節変化を十分に把握することができなかった。そのため、第1節で明らかとなった、季節の進行に伴う採食地点の変化との関係を採食動物の観点から考察できなかった。しかし、水田面での生息密度が高いと考えられるカエル類の採食割合の季節的な減少と、採食地点が斜面林へ移行することには関係があるのかも知れない。

第3節 食物動物の発生動態

3-1 目的

サシバの行動圏内に含まれる各景観構成要素において、季節の進行に伴い食物動物の種類と生息密度がどのように変化するかを把握することを目的とする。またそれが、第1節と第2節で明らかになった、本種の採食地点と採食動物の割合の季節変化と関係があるのかについて考察する。

3-2 調査地および調査方法

千葉県印旛沼流域鹿島川水系北部に位置する佐倉市調査地NY、調査地KT、調査地KK、調査地SS、千葉県手賀沼流域沼南町調査地IZ、調査地TGの6ヵ所を調査対象地とした。

1999年5～7月の延べ5日間、6調査地15地点の谷津田のある里地における各景観構成要素でサシバの食物動物のセンサス調査を行なった。対象とした食物動物は、第2章第3節のアンケート調査結果を参考に、ネズミ類等の小型哺乳類、ヘビ・トカゲ類等の爬虫類、カエル類等の両生類、バッタ・甲虫類等の昆虫類、甲殻類である。変態直後のカエル類と小型の

食物動物の採食は、事前調査で観察されなかったことから、変態直後のカエル類と2cm未満の動物は対象外とした。また、甲殻類はアメリカザリガニ1種である。6調査地で任意に定めた地点をゆっくり歩きながら飛び出す食物動物を発見する追い出し法とゆっくり歩きながら捕虫網で植物ごとすくい取るように何度も動かし食物動物を捕獲するスィーピング法を合わせて行なった。耕作後の水田は水田内に入れなかったため、追い出し法は行なわなかった。また、斜面林では6.5mの竿の先端に直径60cmの網を装着した捕虫網を用い、斜面林の地上約2～6.5mを捕獲対象範囲としてスィーピングした。斜面林の構造上、追い出し法は行なわなかった。1調査地点あたり最低10分以上センサスして目撃、あるいは捕獲した個体数を、調査時間10分あたりの個体数に変換し、それを生息密度とした。また、5月上旬は8日、9日、5月下旬は23日、6月上旬は6日、7月上旬は4日とした。

各景観構成要素とそこでの採捕方法を下に記す。

- i) 水田（耕作前）：追い出し法＋スィーピング法
- ii) 水田（耕作後）：スィーピング法
- iii) 休耕田：追い出し法＋スィーピング法
- iv) 放棄田：追い出し法＋スィーピング法
- v) 畦：追い出し法＋スィーピング法
- vi) 農道：追い出し法＋スィーピング法
- vii) 斜面林：スィーピング法

はじめに、カエル類と昆虫・甲殻類の生息密度をMann Whitney U-testにより比較した。次に「水田面」と「斜面林」の食物動物の生息密度を同じくMann Whitney U-testにより比較した。なお、「水田面」には畦、休耕田、農道を含むために、1景観構成要素あたりの生息密度に補正したうえで「斜面林」と比較した。

3-3 結果

「水田面」における食物動物の生息密度の季節変化を図4-9に示した。「水田面」には、畦、休耕田、放棄田、農道を全て含めた。ヘビ類・トカゲ類の生息密度は、いずれの時期も低く、時期的な変異も認められなかった。カ

エル類の生息密度は、5月上旬から6月上旬まで高い状態で推移し、7月上旬に大きく減少した。昆虫・甲殻類の生息密度は、季節の進行に伴い増加した。カエル類と昆虫・甲殻類の生息密度を比較すると、5月上旬、5月下旬はカエル類の生息密度が有意に高く (Mann Whitney U-test $z=-2.90, p<0.005$; $z=-3.75, p<0.001$)、7月上旬は昆虫類・甲殻類の生息

密度が逆転した ($z=-2.79, p<0.005$)。カエル類の平均生息密度は 4.3 ± 1.1 (匹/10分, \pm 標準誤差)、昆虫・甲殻類の平均生息密度は 8.8 ± 3.7 (匹/10分) であった。また、「斜面林」における食物動物の生息密度の季節変化を図4-10に示した。ここでは、ヘビ類・トカゲ類の生息は確認されなかった。カエル類、昆虫類の生息密度はそれぞれ、 0.3 ± 0.2 ,

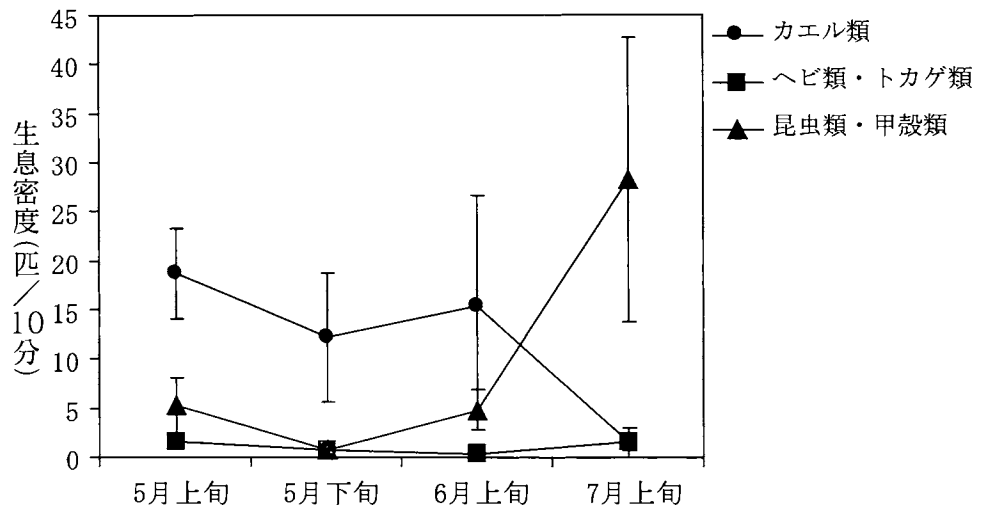


図4-9 水田面におけるサシバの食物動物の生息密度の季節変化。1999年5~7月の延べ5日間、15地点のデータにもとづく。畦、休耕田、放棄田、農道を合わせて集計した。5月上旬は8日、9日、5月下旬は23日、6月上旬は6日、7月上旬は4日。縦棒は標準誤差を示す。

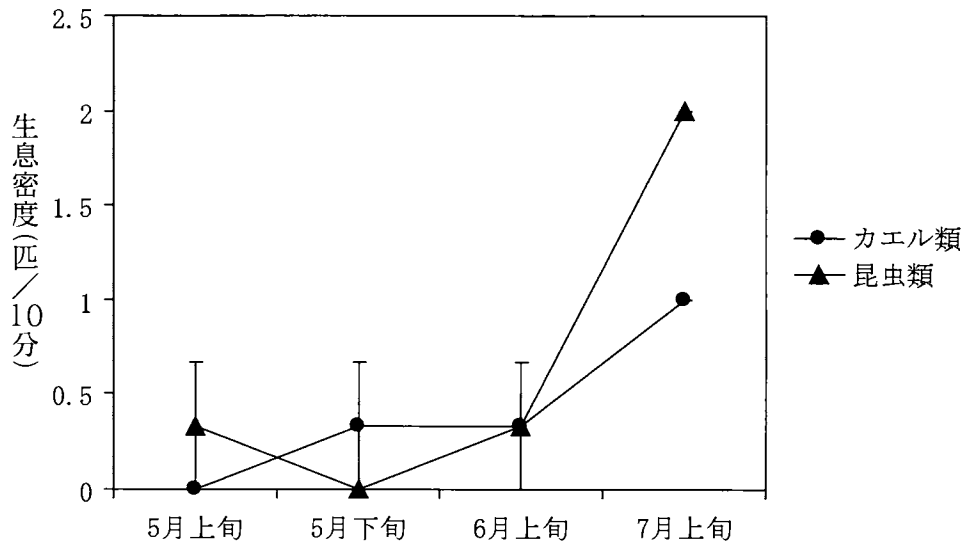


図4-10 斜面林におけるサシバの食物動物の生息密度の季節変化。1999年5~7月の延べ5日間、15地点のデータにもとづく。5月上旬は8日、9日、5月下旬は23日、6月上旬は6日、7月上旬は4日。縦棒は標準誤差を示す。

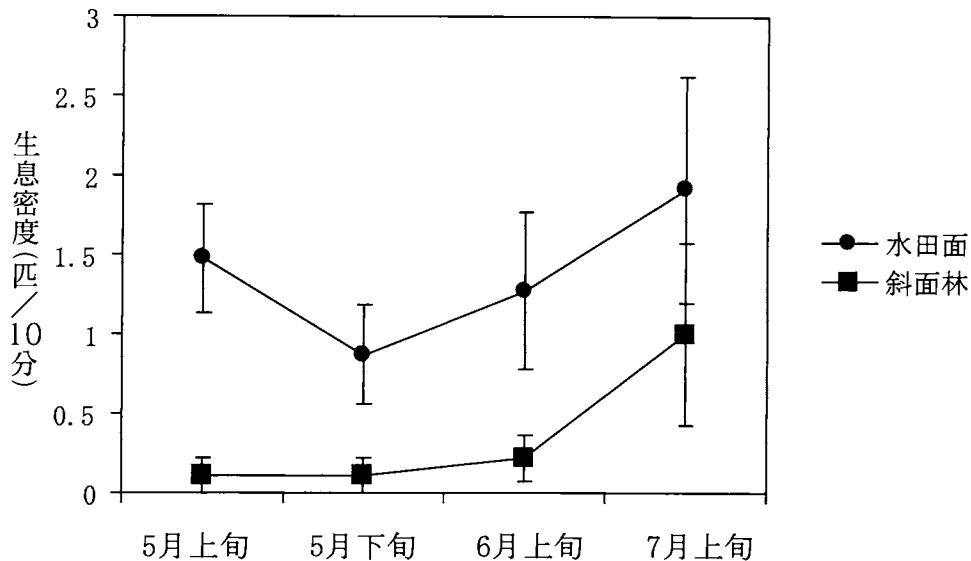


図4-11 水田面と斜面林におけるサシバの全食物動物の生息密度の季節変化. 1999年5~7月の延べ5日間, 15地点のデータにもとづく. 水田面は, 畦, 休耕田, 放棄田, 農道を合わせ, 1調査地あたりにして集計した. 5月上旬は8日, 9日, 5月下旬は23日, 6月上旬は6日, 7月上旬は4日. 縦棒は標準誤差を示す.

0.4±0.2 (匹/10分, ±標準誤差) と「水田面」に比べてそれぞれ約1/14倍, 約1/22倍と大きな開きがみられたが, 繁殖後期にあたる7月上旬にカエル類, 昆虫類ともに増加する傾向がみられた. しかし, サンプル数が少ないために, 統計的な傾向かどうかは判定できなかった.

「水田面」と「斜面林」において各時期の全食物動物の生息密度の季節変化を図4-11に示した. 「水田面」には畦, 休耕田, 農道を含み, 「斜面林」との比較のために, 1景観構成要素あたりの生息密度に補正した. 全ての時期で, 「水田面」の生息密度が「斜面林」のそれを上回り, 繁殖期間を通じて「水田面」の食物動物の生息密度は1.4±0.2匹/10分 (±標準誤差), 「斜面林」は0.2±0.1匹/10分で, 「水田面」の生息密度が有意に高かった (Mann Whitney U-test $z=-4.02, p<0.0001$). 時期別に比較すると, 5月上旬, 5月下旬は「水田面」の食物動物の生息密度が「斜面林」よりも有意に高かった ($z=-3.18, p<0.001$; $z=-2.67, p<0.01$) が, 6月上旬, 7月上旬は有意な差が認められなかった ($z=-1.95, p=0.06$; $z=-0.66, p=0.55$).

3-4 考察および小括

谷津田のある里地の景観構成要素におけるサシバの食物動物の生息密度は, 季節の進行に伴い変化した. 繁殖前期ではカエル類の生息密度が高く, 後期になるにつれてカエル類の生息密度が減少する一方, 昆虫・甲殻類の生息密度が増加すること, そして, ヘビ・トカゲ類の生息密度は低いものの, 繁殖期を通じて生息が確認されることが示された. これは, 採食動物の割合の季節変化の傾向 (第2節) とほぼ一致した. このことは, 本種は行動圏内で時期に応じて生息密度が高い食物動物を採食する傾向がある可能性を示唆している.

本調査では, 「水田面」については追い出し法とスリーピング法によって個体数調査を行なったが, 「斜面林」ではスリーピング法しか行なっていない. 「斜面林」で追い出し法を行なえなかったことが食物動物の生息密度算出の上で, どの程度影響を及ぼしているかは把握できなかった. したがって, 同じ調査努力でないこれら二つの生息密度を比較することは厳密には正しくない. しかし, そのことを念頭に置いた上で比較を試みると, 全食物動物の生息密度は繁殖期を通じて, 「斜面林」よりも「水田面」が高いことが示された. しか

し、繁殖中期、後期にあたる6月上旬と7月上旬では、その差に有意な違いは認められなかった。このことから、「水田面」と「斜面林」における食物動物の生息密度は、繁殖前期に比べ、繁殖中後期になるとその差が狭まると言える。

季節に進行に伴う採食地点の利用割合が「水田面」から「斜面林」に移行した（第1節）ことについての食物資源的な理由としては、「水田面」を主な生息地としており、繁殖前期に生息密度と採食割合の高いカエル類が繁殖後期にはどちらも減少することと、繁殖後期には食物動物の生息密度の差が「水田面」と「斜面林」で小さくなり、「斜面林」における食物動物の生息密度が増加することが考えられる。それに合わせて、季節の進行に伴い「水田面」の植生密度が高くなり、「水田面」での採食を困難にさせる採食場所の構造的な理由が、「斜面林」への移行を促していると考えられる。アレチノスリの場合には、食物動物への近づきやすさに影響を与える植生密度によって採食場所選択が限定されていることから、採食場所選択には、食物動物の生息密度よりも植生密度が重要な要因とされている（Bechard, 1982）。サシバの場合にも、食物動物の生物量の絶対量ではなく、生息密度が高く相対的に得やすい食物動物を採食する結果、採食場所の幅が限定されたのではないかと考えられる。

以上、本章第1～3節までのことから、本種の採食地点からみた季節的な生息地利用とそれを規定している植生密度と食物動物の動態については、以下のようにまとめられる。繁殖前期における採食地点の利用割合は、「水田面」が全部もしくは大部分を占めるが、繁殖後期には「水田面」の利用割合が減少する。その一方で「斜面林」利用割合が高くなり、7月以降には全て「斜面林」となる。ここで、採食地点を規定している要因として、食物の得やすさ（得にくさ）がある。一つは採食地点の植生密度である。植生密度が高いほど食物を得にくくなる。もう一つは食物動物の生息密度である。食物動物のを見つけやすさとしての指標を個体数を基準とした生息密度とした場合、生息密度が高いほど食物が得やすいと

考える。そこで、「水田面」の植生密度をみた場合、繁殖前期には植生密度は低く、食物を得やすい状態だが、繁殖後期には植生密度が高くなり、食物を得にくい状態へと変化する。食物動物の生息密度をみると、繁殖前期にはカエル類が高く、繁殖後期にはカエル類が低くなり、昆虫・甲殻類が増加する。カエル類が「水田面」を主な生息地としていることを考慮すると、カエル類の生息密度における季節の進行に伴う減少と採食地点における「水田面」の季節的な利用割合の減少は同調していると考えられる。実際に利用された採食動物の利用割合をみると、繁殖前期にはカエル類が高く、繁殖後期にはカエル類が低くなる一方、昆虫類が増加している。これは、食物動物の生息密度の季節変化と合っており、季節的に生息密度が高い食物動物の採食割合が高いことを示している。つまり、生息密度が高く得やすい食物動物を利用していることが示唆される。

本種は繁殖地としての谷津田のある里地の季節的な環境構造の変化に適応し、採食地点や利用する食物動物を季節的に変化させながら繁殖活動を営んでいる。つまり、繁殖期を通じて、繁殖に必要な採食地点や食物動物を供給できる谷津田のある里地は、繁殖地として価値が高いといえるだろう。本種の保全については、繁殖前期の「水田面」における採食活動の妨げとならないように、低い植生密度を保つことが重要であろう。すなわち、水田耕作と畦や土手、農道等の草刈を行なうことで達成できると思われる。また、繁殖後期に重要な採食地点として利用される「斜面林」においては、生物多様性の観点（守山, 1988）から、全面的なスギ等の植林地転換や管理放棄による落葉広葉樹林の常緑広葉樹林への遷移は回避されるべきだと考えられる。

第4節 谷津田のある里地の環境構造とカエル類の生息密度との関係

4-1 目的

サシバの行動圏内に含まれる微細な環境構造と谷津田の圃場整備によるその変化が下位の動物群で主要な食物動物であるカエル類の生息に与える影響について分析し、そのうえ

で、本種の微小生息地 (microhabitat) についての影響を考察することを目的とする。

4-2 調査方法

(1) 調査地

千葉県印旛沼流域の谷津田のある里地で、カエル類の生息と生息地の環境構造との間に関連性がみられるように圃場整備の程度の異なる16カ所の谷津田のある里地を選択した。調査地の面積を一定にするため、谷津田のある里地で最高次捕食者の1種であるサシバが繁殖している一つのまとまりをもった谷津田の面積を各調査地の基準とした。実際にサシバが繁殖している地点を12カ所含め、繁殖していない4カ所も幅が50~100m、奥行き500~1000m程度の繁殖地と同等の面積の谷津田を選択した。

(2) 変態直後の成体の個体数調査

1998年6月14日から6月21日まで延べ7日間、16カ所の谷津田でカエル類の変態直後の成体の個体数調査を行なった。調査対象としたカエル類はこの地域で一般的にみられ、変態後上陸し、樹林地や畑、草原等を主な生息地とするニホンアカガエル、ニホンアマガエルの2種とした。この時期は、この地域で両種の上陸する変態直後の成体の個体数がもっとも多い時期にあたる (Lane and Fujioka, 1998)。谷津田内の個々の水田、休耕田および畑の畦1本を1サンプルとし、谷津田全域の畦を偏りのないように歩き、1サンプルごとに目撃されたカエル類の個体数、歩いた畦の距離を記録した。カエル類の生息密度は畦10mあたりの目撃個体数とした。

ここでは、カエル類の生息密度と関連性があるが考えられる谷津田の構造や営農のための機能を環境要因とし、それを説明する環境構造をカテゴリとする。本研究で採用した

環境要因とカテゴリの一覧と内容を(表4-1)に示した。耕作状況は水田で稲作されているか、休耕または放棄されているかで区別した。水田の暗渠排水施設の有無は暗渠排水施設が整備されていない水田を湿田、されている水田を乾田とした。用水の取水方法は湧水導入または汲み上げ方式かパイプライン方式か、排水路の構造は素掘水路か護岸水路かでそれぞれ区別した。畦の草丈高は10cm未満・10cm以上50cm未満・50cm以上で、畦の植被率は疎・中・密でそれぞれ区別した。水路の配置は水路がどの土地利用の間を通っているかで水田/水田・水田/農道・水田/斜面林・水田/休耕田・水田/畑・水田/住宅地で、また畦の配置は畦がどの土地利用の間にあるかで、水田/水田・水田/水路・水田/農道・水田/斜面林・水田/休耕田・水田/畑でそれぞれ区別した。農道整備は舗装されていないかされているか、斜面の土地利用は広葉樹林・スギ-広葉樹混交林・竹林・草地・コンクリート擁壁でそれぞれ区別した。以上の環境要因に含まれるカテゴリを1サンプルごとに記録した。

変態直後の成体は生息密度が高く、樹上性や地上性といったすみ場所の異なる複数種類を同時に把握し相対密度を比較できる利点がある。しかし変態後も水辺を離れないトウキョウダルマガエル(前田・松井,1989)は、この地域では普通種だが、本調査方法では生息密度を算出することはできないので対象外とした。

(3) 変態後2年以上の成体の個体数調査

1997年5月23日から6月21日までの延べ11日、サシバの繁殖地で圃場整備の程度の異なる5カ所の谷津田でカエル類の個体数調査を行なった。調査の対象としたカエル類は、ニホンアカガエル・ニホンアマガエル・トウキョウダルマガエルの3種である。谷津田内の畦、休耕田、農道を任意に時速約2kmで歩き、カエル

表4-1 数量化I類におけるカエル2種の生息密度に対する環境要因のカテゴリーウェイト

環境要因	カテゴリー	ニホンアカガエル		ニホンアマガエル	サンプル数
		重相関係数	0.62		
耕作状況	稲作	-1.56	0.58	944	
	休耕・放棄	3.78	-0.02	51	
	レンジ	5.34	0.61		
水田の暗渠排水施設の有無	湿田	12.12	1.09	251	
	乾田	-4.12	-3.27	744	
	レンジ	16.24	4.36		
用水の取水方法	湧水・汲み上げ	7.74	—	360	
	パイプライン	0.84	—	635	
	レンジ	8.58	—		
排水路の構造	素掘水路	2.22	0.21	529	
	護岸水路	-2.54	0.12	466	
	レンジ	4.77	0.33		
畦の草丈	10cm未満	0.49	0.91	7.1	
	10cm以上50cm未満	-1.26	0.09	266	
	50cm以上	-0.48	3.08	28	
	レンジ	1.75	3.99		
畦の植被率	疎	-1.13	—	209	
	中	0.58	—	467	
	密	-0.10	—	319	
	レンジ	1.71	—		
水路の配置	水田／水田	-0.18	0.02	437	
	水田／農道	0.31	0.88	37	
	水田／林	3.02	0.58	310	
	水田／休耕田	-8.41	0.03	113	
	水田／畑	3.69	-1.17	16	
	水田／住宅地	0.99	-2.70	46	
	レンジ	12.10	3.83		
	レンジ	12.10	3.83		
畦の配置	水田／水田	0.34	-0.13	484	
	水田／水路	0.45	1.00	214	
	水田／農道	-0.88	0.78	114	
	水田／林	-1.07	0.52	32	
	水田／休耕田	-1.03	-1.78	120	
	水田／畑	-0.01	0.98	18	
	レンジ	1.52	2.78		
	レンジ	1.52	2.78		
農道整備	未舗装	-1.42	—	551	
	舗装	1.77	—	444	
	レンジ	3.19	—		
斜面の土地利用	広葉樹林	-2.37	-2.04	253	
	スギ広葉樹混交林	0.95	-5.21	576	
	竹林	4.21	1.79	24	
	草地	-1.21	-2.34	16	
	コンクリート擁壁	1.24	-1.62	126	
	レンジ	6.58	7.55		
	レンジ	6.58	7.55		

類の目撃個体数と歩いた時間を記録した。ここでは、10分間あたりの目撃個体数を生息密度とした。

(4) カエル類の生息密度と環境構造との関連性の分析

生息地における環境構造とカエル類の生息密度との関連性に関する分析には数量化Ⅰ類を用いた。数量化Ⅰ類は生息環境として質的要因に関する情報をもとにして、生息数のように量的に測定された外的基準を予測したり要因と外的基準との相関度をみる方法で、要因（説明変数）が質的な形で与えられた場合に適用される多変量解析の手法である（森林野生動物研究会，1997）。この手法を用いた事例として、開発に伴う土地自然の潜在力をコナラの樹木活力度を指標に把握し、環境要因との関連性を示した研究（興水ら，1997）や、ネズミ類の生息数を生息環境で解析した研究（森林野生動物研究会，1997）などがあるように、数量化Ⅰ類は、本研究のように量的に測定された外的基準である生息密度と質的要因である環境構造との関連性や相関度をみる方法として適した分析法であると考えられる。

4-3 結果

(1) 変態直後の成体の生息密度と環境構造との関係

まず、調査したそれぞれの環境構造がカエル類の生息密度との関係を説明するのに適当かどうかを調べるために、環境構造に含まれる各カテゴリー（環境要素）間でカエル類の生息密度はすべて等しいという帰無仮説をMann-Whitney *U*-test またはKruskal-Wallisの順位和検定法で検定した。その際に各カテゴリーのサンプル数が5未満のものは、分析前にカテゴリーから削除した。ニホンアカガエル（以下、アカガエルと呼ぶ）ではすべてのカテゴリー間でカエル類の生息密度に有意な差が認められたが、ニホンアマガエル（以下、アマガエルと呼ぶ）では用水の取水方法、畦の植被率、農道整備の各カテ

グリー間で有意な差が認められなかった（図4-12～図4-21）。次に、それぞれの環境構造と生息密度との関連性を把握するために、先述した生息密度との関係を説明するのに適当であった環境構造を説明変数とし、ニホンアカガエル・ニホンアマガエルの生息密度を外的基準変数とし、数量化Ⅰ類により多変量解析を行なった。分析の精度を示す尺度として重相関係数を求めた。また環境構造と生息密度との関連性の強さをカテゴリー数量のレンジとして示した。レンジとは環境要因内の各カテゴリーに対するカテゴリー数量間の最大値と最小値の差のことで、この差が大きいほどその環境要因は生息密度と関連性が強いと判断される値である。アカガエル・アマガエルの重相関計数はそれぞれ0.62、0.32であった（表4-2）。両種ともに高いレンジを示したのは、水田の暗渠排水施設の有無、水路の配置、斜面の土地利用であり、いずれかの種でのみ高いレンジを示したのは、アカガエルの用水の取水方法、アマガエルの畦の草丈高であった（表4-2）。

圃場整備の程度の違いで構造的に異なる環境要因として、水田の暗渠排水施設の有無、用水の取水方法、排水路の構造があげられる。圃場整備の有無による谷津田の構造と機能を表4-3に示した。そこで、カエル2種の平均生息密度を圃場整備の有無によって構造が変わる環境要因におけるカテゴリー間で比較した。アマガエルの生息密度が有意に高かったカテゴリーは、圃場整備の程度が大きいパイプライン方式、護岸水路であった。アカガエルの生息密度が有意に高かったカテゴリーは、圃場整備の程度が小さいかもしくは未圃場整備の場合にみられる湿田、湧水導入、素堀水路、未整備農道であった。（図4-13、4-14、4-15、4-20）。

サシバが生息した12カ所の谷津田と生息しなかった4カ所の谷津田でアカガエルとアマガエルの生息密度と環境要因を比較した（表4-4）。サシバが生息しなかった谷津田では、アカガエルの生息は確認されず、また、アマガエルの生息密度が有意に低いことが認められた（図4-22）。

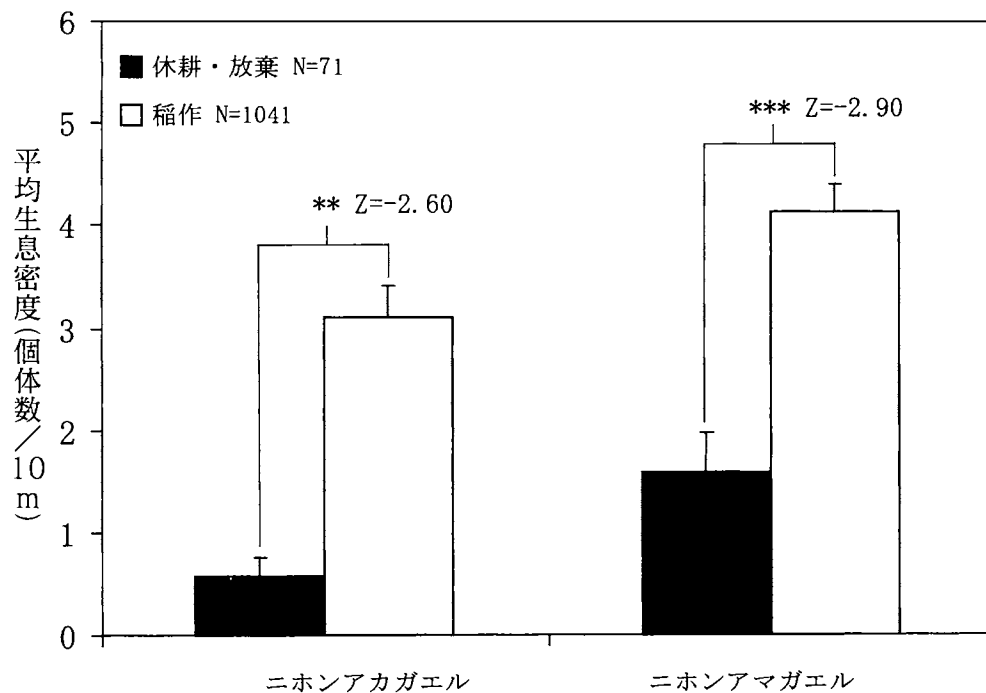


図4-12 耕作状況が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***、**はMann Whitney U-testで有意水準0.1%、1%未満をそれぞれ示す。

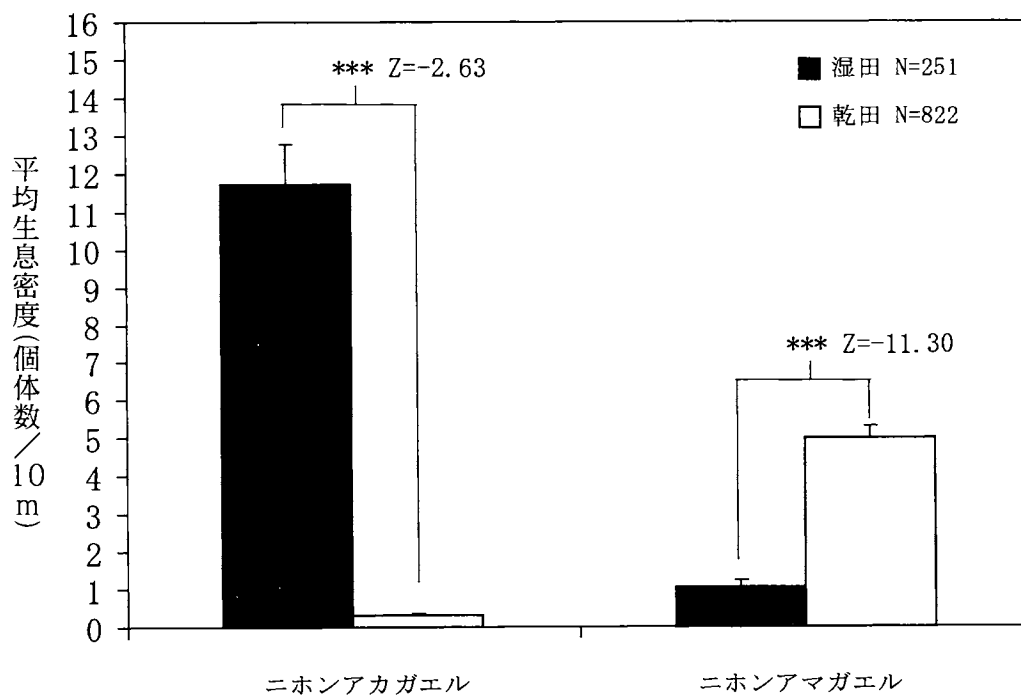


図4-13 水田の暗渠排水施設の有無が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の生息密度。暗渠排水施設がないのを湿田、あるのを乾田とした。平均生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はMann Whitney U-testで有意水準0.1%未満をそれぞれ示す。

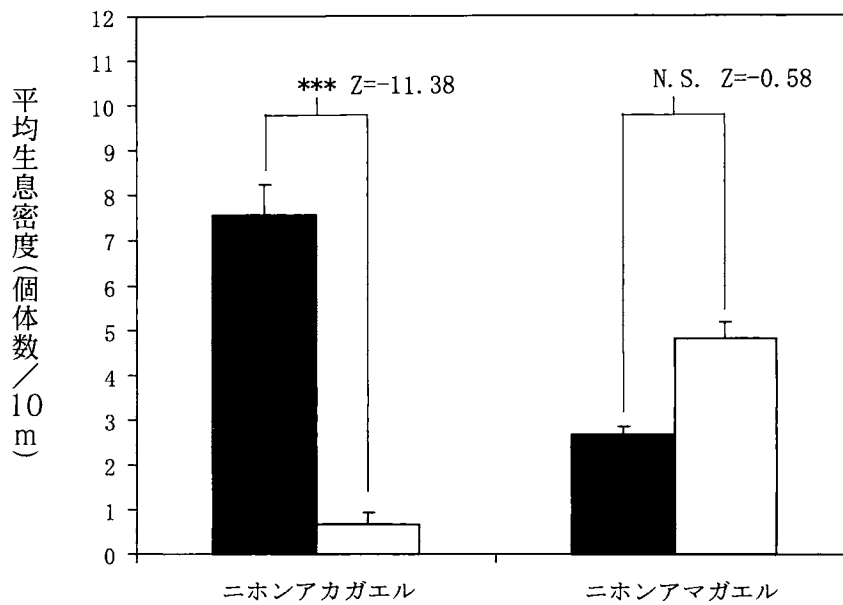


図4-14 用水の取水方法が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。■は取水方法が湧水導入または水路からの汲み上げ式 (N=109), □はパイプライン式 (N=712), Nは畦の本数, 縦棒は標準誤差, ***はMann Whitney U-testで有意水準0.1%未満, N. S. は有意水準5%以上で有意差無しを示す。

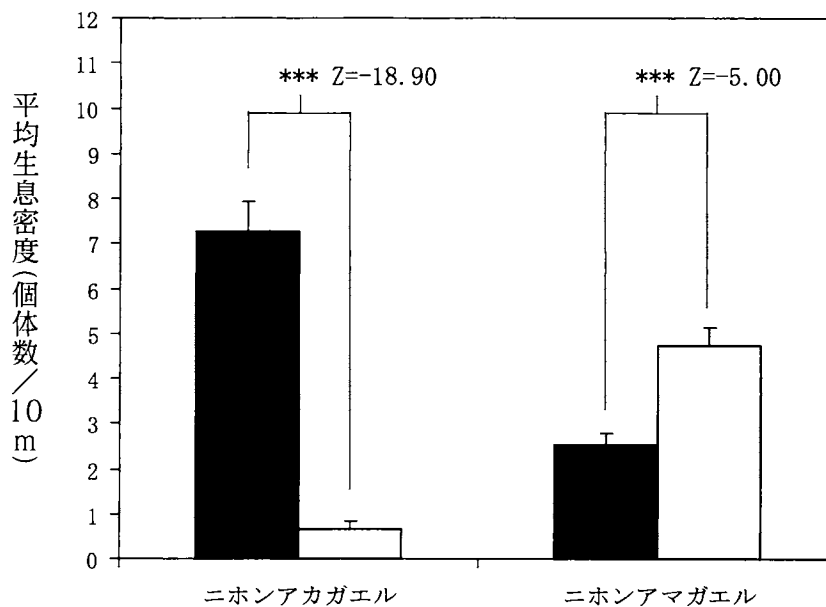


図4-15 排水路の構造が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。■は素堀水路 (N=381), □はコンクリート護岸水路 (N=784), Nは畦の本数, 縦棒は標準誤差, ***はMann Whitney U-testで有意水準0.1%未満を示す。

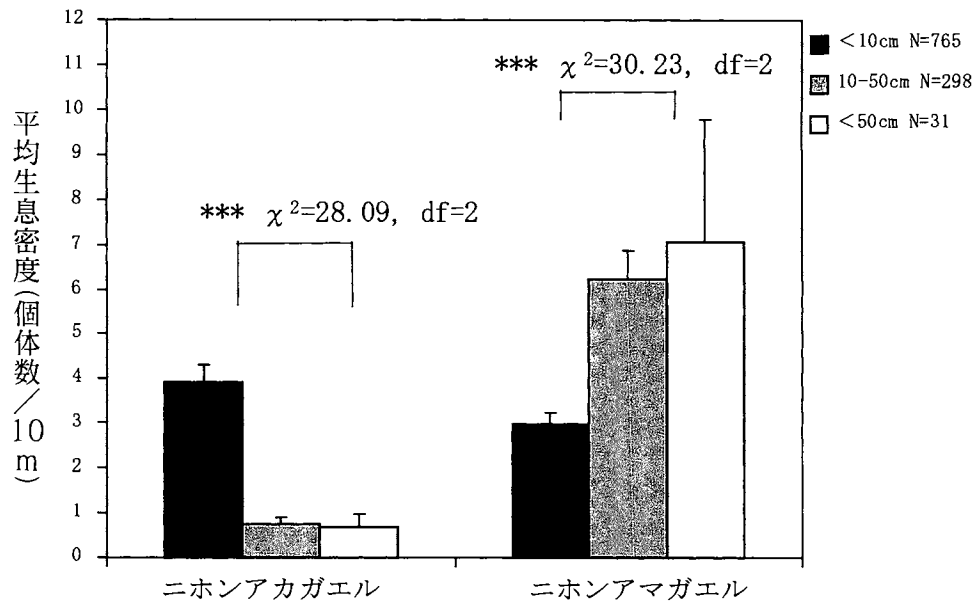


図4-16 畦の草丈が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はkruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

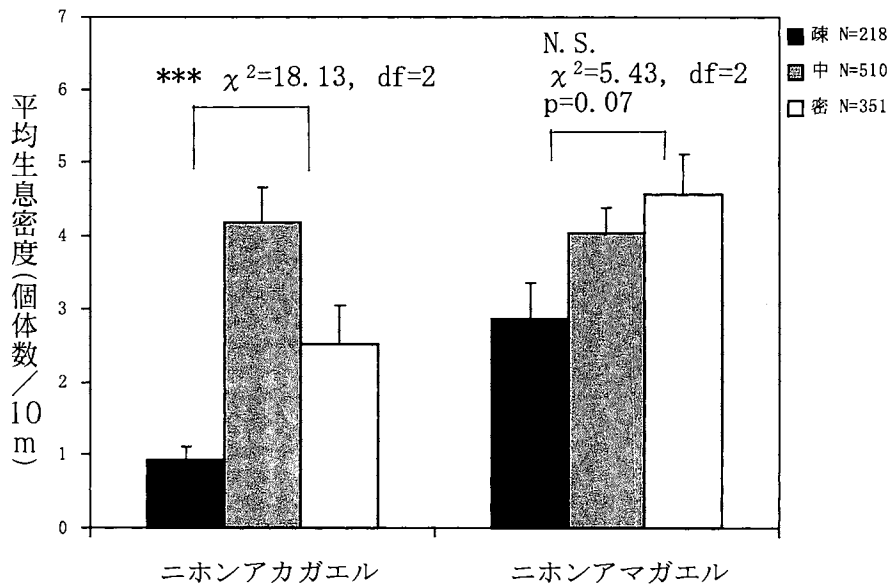


図4-17 畦の植被率が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はkruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満、N.S.は有意水準5%以上で有意差無しを示す。

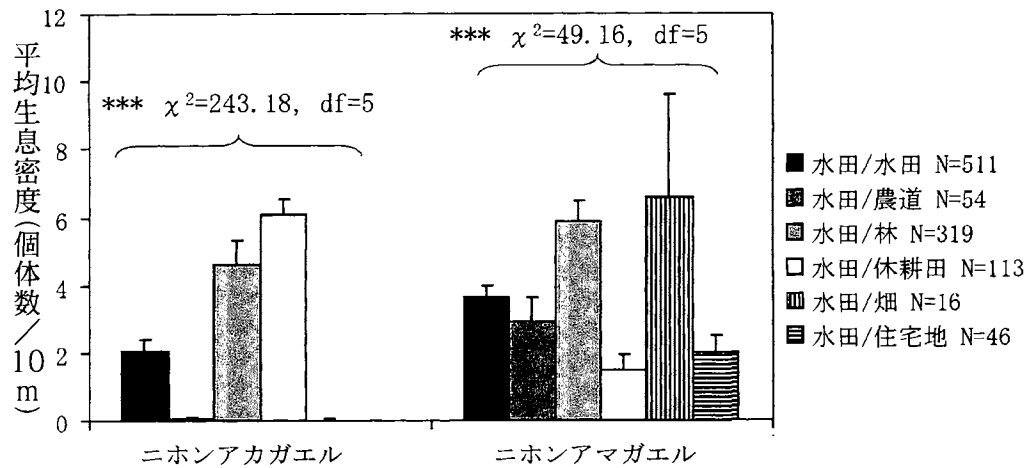


図4-18 水路の配置が異なる水田の畦の上にいたカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はkruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

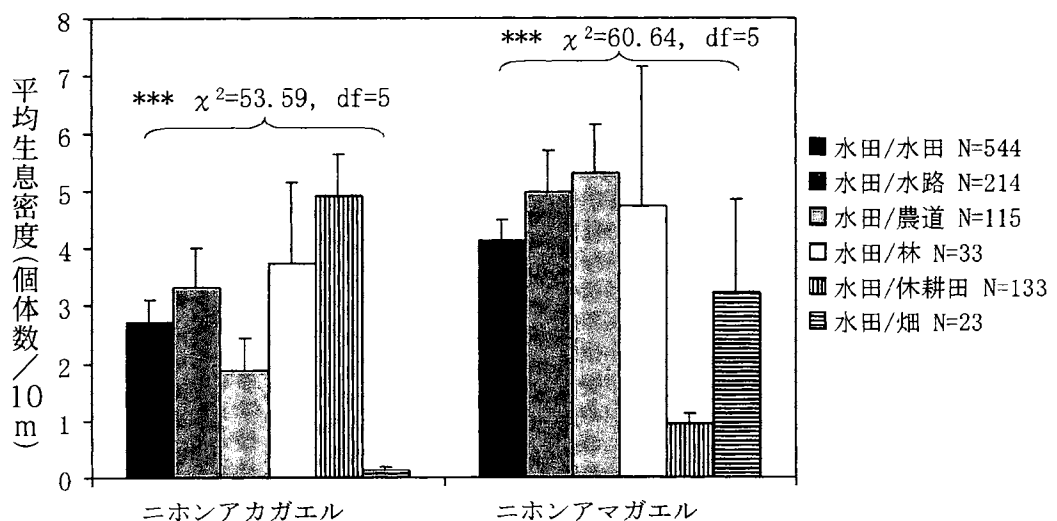


図4-19 畦の配置が異なる水田の畦の上にいたカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はkruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

(2) 変態後2年以上の成体の生息密度と環境構造との関係

圃場整備の程度の違いで構造的に異なる環境要因である水田の暗渠排水施設、用水の取水方法、排水路の各カテゴリーを組み合わせ(表4-3)、圃場整備の程度の小さい順に5つの

谷津田をつぎの4つの水田タイプに分類した。

タイプ1) 湿田-湧水・汲み上げ-素堀水路

タイプ2) 乾田-湧水・汲み上げ-素堀水路

タイプ3) 乾田-パイプライン方式-素堀水路

タイプ4) 乾田-パイプライン方式-護岸水路

そこで各水田タイプにおけるニホンアカガ

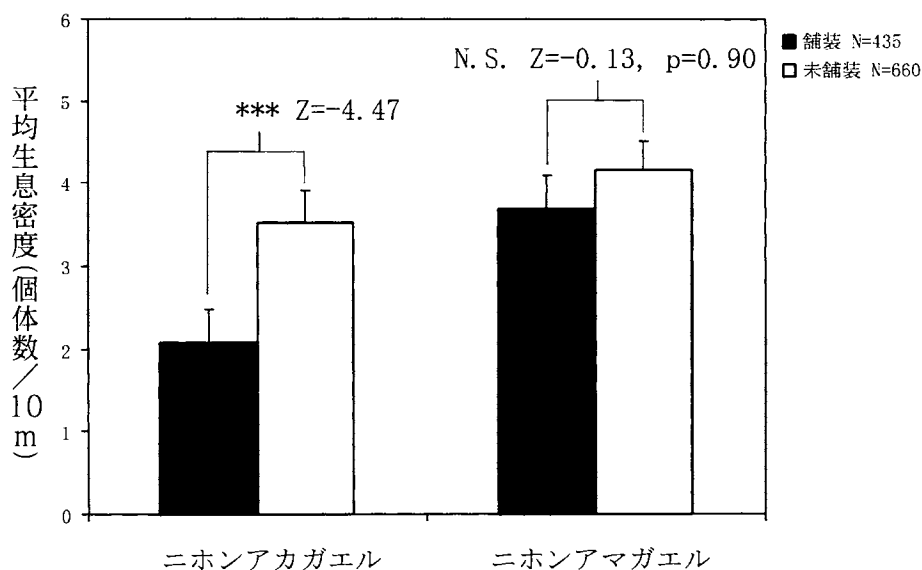


図4-20 農道整備が異なる水田の畦の上にいたカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はMann-Whitney U-testで有意水準0.1%未満、N.S.は有意水準5%以上で有意差無しを示す。

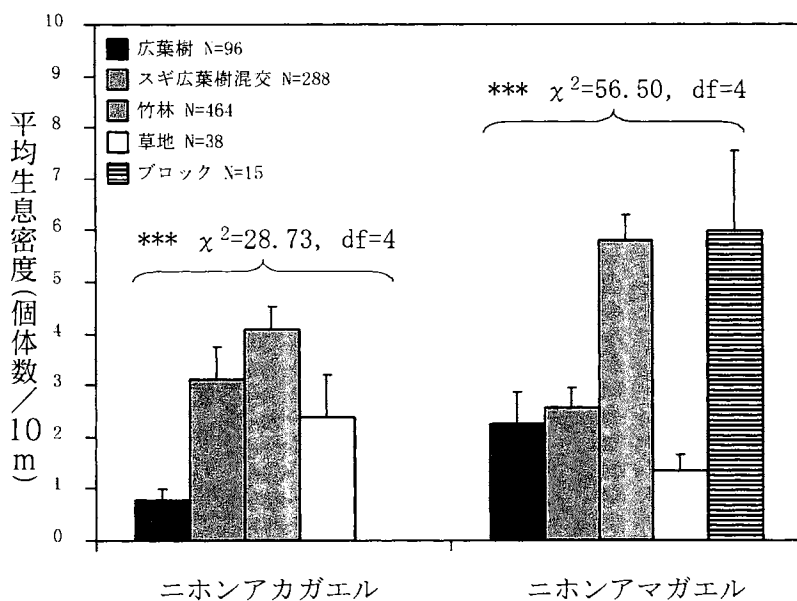


図4-21 斜面の土地利用が異なる水田の畦の上にいたカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16カ所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、***はkruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

エル・ニホンアマガエル・トウキョウダルマガエルの変態後2年以上の成体の平均生息密度を比較した。ニホンアカガエル・トウキョウダルマガエルの2種は、圃場整備の程度が大きくなるにつれて平均生息密度が減少する傾向がみられた。ニホンアマガエルはどの谷津田でも目撃

個体数が少なく、圃場整備の程度と平均生息密度との傾向がみられなかった。ニホンアカガエルでは、タイプ2で平均生息密度が2.7であったのが、タイプ3で0.1へと下がった。トウキョウダルマガエルでは、タイプ3で1.6であったのが、タイプ4で1.0へと下がった(図4-23)。

表4-2 カエル2種の生息密度と関連のみられた環境要因とそのレンジ.

	ニホンアカガエル	レンジ	ニホンアマガエル	レンジ
1	水田の暗渠排水施設有無	16.24	斜面の土地利用	7.55
2	水路の配置	12.10	水田の暗渠排水施設有無	4.36
3	用水の取水方法	8.58	畦の草丈	3.99
4	斜面の土地利用	6.58	水路の配置	3.83
5	耕作状況	5.34	畦の配置	2.78
6	排水路の構造	4.77	耕作状況	0.61
7	農道整備	3.19	排水路の構造	0.33
8	畦の草丈	1.75		
9	畦の植被率	1.71		
10	畦の配置	1.52		

表4-3 圃場整備の有無による谷津田の構造と機能.

	機能				
		落水	取水	排水	移動
未圃場整備田	構造	自然落水(湿田)	湧水・汲み上げ	素掘水路	未舗装道路
圃場整備田		暗渠排水設備(乾田)	パイプライン	護岸水路	舗装道路

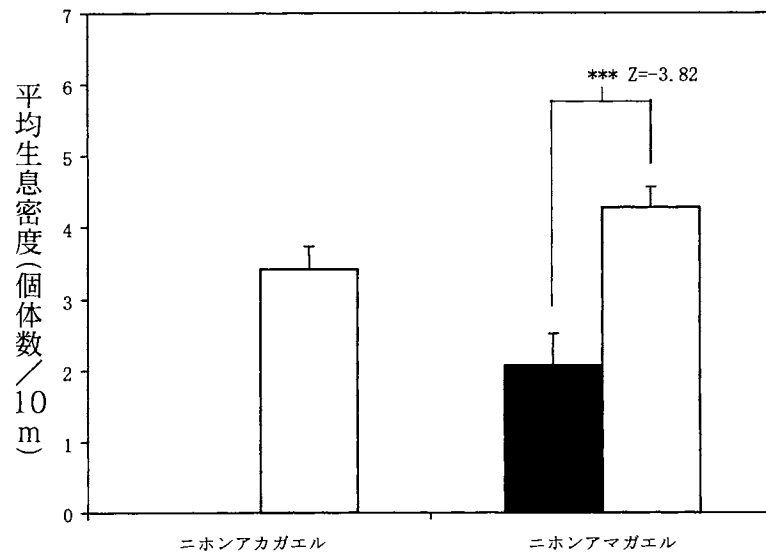


図4-22 サシバの繁殖地または非繁殖地の水田の畦の上にしたカエル2種の平均生息密度. 生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した. 1998年6月13日~20日の7日間, 繁殖地12カ所, 非繁殖地12カ所の水田のデータにもとづく. ■は生息が見られなかった水田 (N=148), □は生息が見られた水田 (N=947), Nは畦の本数, 縦棒は標準誤差, ***はMann Whitney U-testで有意水準0.1%未満足.

表4-4 カエル2種の個体数調査を行なった水田におけるサシバの繁殖の有無と水田の各構造に関するデータ。

	非繁殖地			繁殖地		
	調査地数	蛙本数	蛙本数%	調査地数	蛙本数	蛙本数%
水田タイプ						
湿田	0	0	0.0	3	252	27.4
乾田	4	148	100.0	9	667	72.6
用水の取水方法						
湧水・くみ上げ	0	0	0.0	3	362	39.4
パイプライン	4	148	100.0	9	557	60.6
排水路の構造						
素堀	0	0	0.0	3	362	39.4
護岸	4	148	100.0	9	557	60.6
総計	4	148	100.0	12	919	100.0

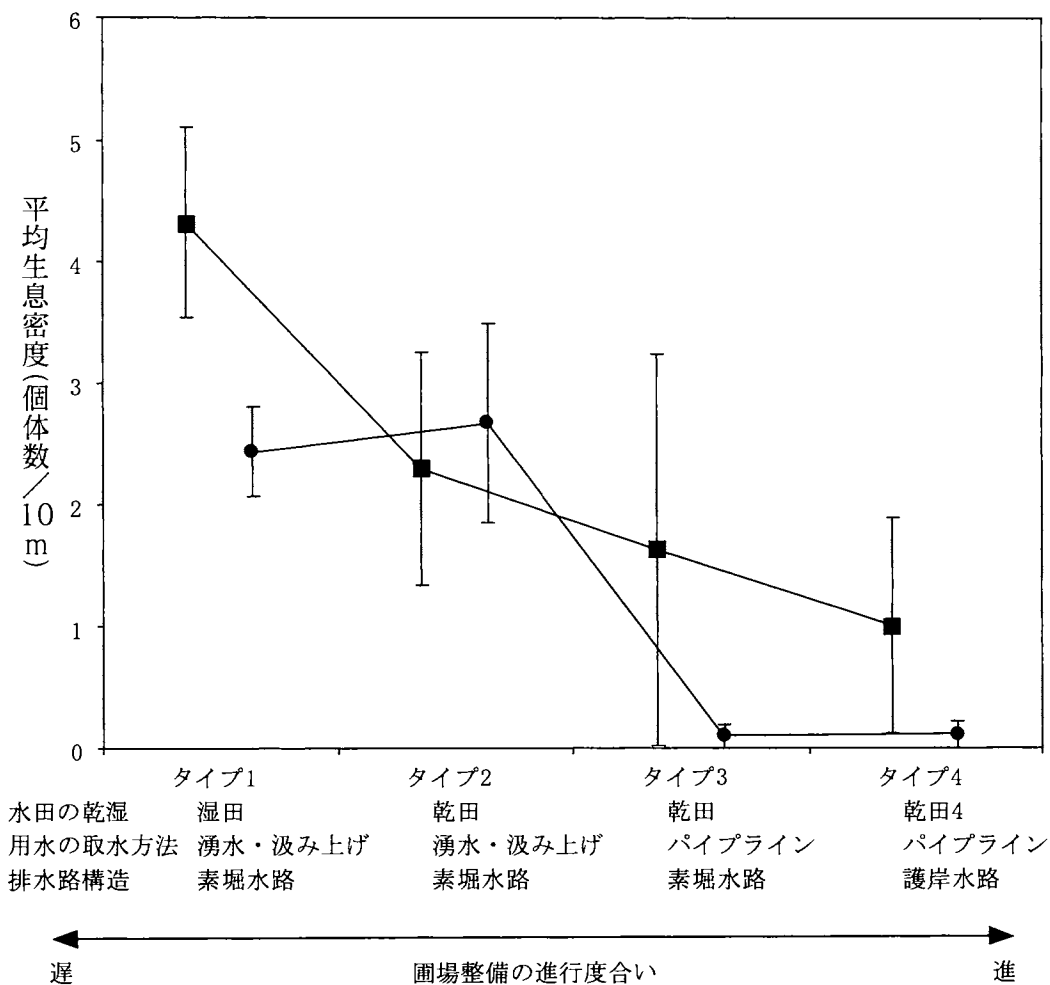


図4-23 圃場整備の進行程度によって分けられた4タイプの水田におけるカエル2種の平均生息密度。生息密度は1調査地点5~70分センサスして観察された個体数を10分あたりに換算して算出した。1997年5月23日~6月21日の9日間、6カ所の水田のデータにもとづく。●はニホンアカガエル、■はトウキョウダルマガエル、縦棒は標準誤差を示す。

4-4 考察および小括

千葉市での観察によれば、ニホンアカガエルは2月上旬頃に湿田で産卵し、変態した子ガエルは周辺の斜面林などに移動する（長谷川, 1995a; 1995b）。また圃場整備が行なわれた水田にはニホンアカガエルの産卵が確認されなかったとの報告（長谷川, 1995a）からも示唆されるように、本種の生息には産卵期である冬期間に水田内に水が残っていることが必要であると考えられる。これらは本研究において生息密度が水田の暗渠配水施設（レンジ=16.24）、用水の取水方法（レンジ=8.58）と関連性が強くみられたことや、水田タイプにおける用水の取水方法が湧水・汲み上げからパイプラインへ移行したことで、平均生息密度が大きく低下したこと（図4-23）からも示唆される。これはパイプライン化により冬期間に谷津田内に水が入らず、谷津田での産卵が妨げられたためと推察される。また水路の配置（レンジ=12.10）や斜面の土地利用（レンジ=6.58）も生息密度と関連性が強くみられたことから、水路の周辺や斜面の土地利用も本種の生息に重要であると示唆される。畦の草丈が高いほど本種の生息密度が低かった理由として、本種は脚に吸盤がないため空間を立体的に利用することができず、したがって高い草丈は地面を移動するさいの障害になるからではないかと考えられる。産卵場所選択においても、耕作放棄などによってヨシなどの植生に被われた湿地を忌避する傾向があることも報告されている（門脇, 2002）。

本種は、水田を繁殖場所とする両生類全体の危機的状況に最も敏感に反応する種であることが、多摩川流域の丘陵地や低地の水田での調査で示されている（三島ら, 1978）。また、本種の卵塊密度が1haあたり100を切ると、両生類全体の種数も急速に減少する傾向があり、本種の生息密度の高い水田は、両生類全体の多様性も高いことが示されている（長谷川, 1994）。

これらのことから、本種は、谷津田における両生類の指標であると考えられ、その保全には、耕作された湿田であることがもっとも適しているが、乾田の場合でも産卵期である冬期間に水田内に水が残っていることが重要

であると考えられる。

トウキョウダルマガエルはもっぱら水田で繁殖し、変態後も水辺を離れず（前田・松井, 1989）、繁殖時期はほかの2種よりも遅い（Fujioka・Lane, 1997）とされている。したがって本種の生息は乾田化による冬期間の谷津田内の水量にあまり影響を受けず、むしろイネが成長し水田から水を抜くときに移動して定着できる水路の状態に影響を受けることが予想される。これは水田タイプにおける排水路が素堀から護岸へ移行したことで、平均生息密度が大きく低下したことからも推察される。本種は、千葉市における生息確認地点数は、ニホンアカガエルよりも少なく（長谷川, 1997）脆弱な種であると言える。このことから、谷津田のある里地における本種の保全は重要であり、その生息には排水路が護岸されていないことが重要であると考えられる。

ニホンアマガエルの重相関係数は0.32と低い値であったように本種の生息密度は環境構造と関連性が弱いことが示された。すなわち本種の生息は環境構造に影響を受けにくいことが示唆される。生息密度と排水路（レンジ=0.33）との間に関連性が弱かったことから、本種はニホンアカガエルとは異なり、水路の護岸化の影響を受けにくい種であると考えられる。また本種の現存量は6月下旬では湿田より乾田が高く、7月上旬で等しくなり、7月下旬では湿田のほうが高くなった（Lane and Fujioka, 1998）ように、本種は時季により乾田と湿田を使い分けていると示唆される。さらに吸盤のある脚をもっていることで（前田・松井, 1989）、水路が護岸されたり、畦の草丈が高くても空間を立体的に利用できるため、こうした条件が生息に影響を与えにくいと考えられる。また、本種の生息密度と最も関連性がみられた環境要因は斜面の土地利用（レンジ=7.55）であった。本種は樹上性の種であり、変態後はもっぱら水田周辺の斜面林等で生活すると考えられるが、斜面がコンクリートブロックで法面舗装されている谷津田で最も生息密度が高かった（図4-21）。この種が千葉市内のほとんどすべての水田に生息しているものと推察される（長谷川, 1997）原因もこうした点にあると思われる。したがって本

種は他の2種と比べて生息に求められる環境選好性の幅が広いといえる。しかし、本種も全面的に水田に依存しているため、水田の減少により容易に危機的状況に追い込まれてしまうことは確実である（長谷川，1997）。そのことは、サシバの生息しなかった谷津田における本種の生息密度は、生息した場所のそれより有意に低いことから示されている。

谷津田のある里地におけるニホンアカガエル・ニホンアマガエル・トウキョウダルマガエルの生息密度と環境構造との関係から、それぞれの種の環境選好性を推察することができた。谷津田のある里地においてカエル類3種の生息を保証するためには、まずは、環境選好性の幅が狭いニホンアカガエル、トウキョウダルマガエルに求められる環境構造を考慮して保全することが必要である。この2種にとっては水田の暗渠排水施設が未整備である湿田がもっとも適していると考えられる。しかし今日暗渠排水施設が整備されていないいわゆる湿田は極めて少ない。乾田であっても産卵期の冬期間に水田内に水を残すことや排水路を素堀のまま維持することでニホンアカガエルやトウキョウダルマガエルの生息条件を高めることができる。斜面の土地利用はニホンアカガエル・ニホンアマガエルの生息に影響を与える環境構造であり、スギ-広葉樹の混交林や竹林がニホンアカガエルの生息に適している。また畦の草丈高は両種の生息密度に与える影響が正反対であったが、両種の保全を考慮した場合、環境選好性の幅が狭いと考えられるニホンアカガエルに焦点を合わせ、畦の雑草の草丈を低い状態に維持するための草刈りなどの畦畔管理が本種の生息に効果があると考えられる。

カエル類の生息は、上位種と比べてよりミクロな環境構造によって影響を受ける。このことは、ニホンアカガエルやニホンアマガエルが生息しない谷津田においてもサシバの生息が確認されたことから示される。また、カエル類の生息密度は、カエル類を主食としているヤマカガシとシマヘビ（門脇，1992）のような2種類のヘビ類の生息密度に影響している（長谷川，1993）ことが示されており、圃場整備がカエル類の個体数の減少をもたら

し、さらにカエル類を食物とするヘビ類の減少をもたらしたと判断できる（長谷川，1993；1997）。今のところ、カエル類の生息密度と哺乳類や鳥類の生息密度との関係は十分には解明されていないが、サシバの繁殖地選択の要因や繁殖成功率の低下等を招く可能性はあると思われる。

以上のことから、サシバの主要な食物動物である下位の分類群に属するカエル類の環境要求性を把握することの意義については以下のようにまとめられる。上位種であるサシバにとっては、生息に直接影響を受けないミクロな環境構造が、カエル類の生息にとっては重大な影響を与える。また、谷津田のある里地において、カエル類を主食とする2種類のヘビ類では、カエル類の生息密度がヘビ類のそれに影響を与えていることが示されている。サシバのような最上位種ではその具体的な影響は確かめられていないが、カエル類、ヘビ類を主要な食物としている本種にとっても生息に何らかの負の影響があることは予想できる。したがって、本研究のような上位種の食物動物の環境要求性を把握することは、サシバの保全を意図した場合に欠かせない項目事項であると思われる。

第5章 サシバ生息地の環境特性と生息地保全のための課題

本研究は、サシバとその生息地の保全について必要な、特に生息地の環境特性を中心にまとめたものである。まず、サシバという種の分布や一般的生態、そして生息環境の特徴について把握した。これには既往研究を利用した。次に、本種の生息数の増減、生息地の保全状況や繁殖における開発の影響等の分析から、本種の保全の必要性を明示した。ここでは、宮古野鳥の会による沖縄県宮古諸島伊良部島における長期にわたる個体数調査記録にもとづく個体数変動の分析とアンケート調査の分析を行なった。そして、生息地をマクロ、メソ、ミクロスケールの3つのスケールで捉え、生息地の環境特性を把握した。

アンケート調査では、生息地においてマクロからミクロまでのスケールの項目を含むが、結果を日本全国や地方に集約することで、本

種の一般的生態と生息地の環境特性を広域的に一般化して把握した。メソスケール以下では、本種の一般的な生息環境である谷津田のある里地をケーススタディ地域として設定した。メソスケールにおける環境特性の把握では、調査流域における本種の生息分布特性、生息地点の谷幅や土地環境条件、本種の生息地利用における行動圏の内部構造を分析した。ミクروسケールにおける環境特性の把握では、本種の行動圏における採食地点の植生密度、食物動物の発生動態、そして、下位の分類群の環境要求性を分析した。

以上のことをふまえ、本章では、環境特性が把握された本種の生息地がどのような理由で選好されているのかについて、本種の行動追跡による行動特性と生息地および食物利用の分析にもとづき地域生態学的視点からまとめ、本種とその生息地保全についての課題を考察する。

第1節 サシバとその生息地の生態学的特性

1-1 地域生態学からみたサシバの生態と生息地の環境特性

本研究は、サシバという特定の種に注目し、その種の存続のための条件を確保することで、同じような制約のもとにある多くの種の存続を保障する考えのもとにたつ「種アプローチ」という保全手法(鷺谷, 1999)の考えにもとづいている。この手法で求められることは、指標とした種の存続のための条件をさまざまな生物学的階層から明らかにしていくことにある。生物学的階層には、遺伝子 (gene)、種 (species) または個体群 (population)、群集 (community)、生態系 (ecosystem)、またはランドスケープ (landscape) の4つのレベルがあり、生物多様性の根幹をなしている。

地域生態学(ランドスケープ・エコロジー)の立場から種アプローチに取り組む場合、生物多様性はランドスケープ・レベルから遺伝子レベルという流れで捉えられる (Takeuchi, *et. al.*, 1995)。本研究では、その中でもランドスケープ・レベルから生態系、個体群、種の相互的な関係についてふれた。本節では、地域生態学およびランドスケープと生物多様性の関係について、Forman and Gordon, (1986)、Forman

(1995)、Fahrig and Merriam(1994)の定義にもとづき、本研究の地域生態学的な位置づけについて考察する。

地域生態学では、ランドスケープの構造は、内部における「パッチ」、「コリドー」、「マトリックス」などの形態や分布を通して把握されるとし、それらが繰り返しによって形成されるモザイク状態を解明することが重要であるとしている。そして、「パッチ」は「比較的均質で非線上の空間であり、周囲の空間からは区別されるもの」、「コリドー」は「線状の空間で隣接する両側の土地から区分され、通路、障壁、生息空間など重要な機能を持ち」。「マトリックス」は「生態系や土地利用のモザイクを捉える際の背景となる部分」としている (Forman, 1995)。また、「コリドー」には「ストリーム・コリドー」、「ストリップ・コリドー」、「ライン・コリドー」の3つの形式がある (Forman and Gordon, 1986)。第1の「ストリーム・コリドー」は段丘崖や河川などの環境傾度の急な場所に形成された自然のコリドーで地形との関連で形成され、残存しており、生態系の頂点に立つ高次の生物の生息場所となると同時に移動経路としての役割を持っている。第2の「ストリップ・コリドー」は防風保安林や送電線沿いの空地など人為的に残された中規模のコリドーである。第3の「ライン・コリドー」は耕地防風林や街路樹のような人為的に造られた小規模なコリドーである。

ケーススタディ地域とした本研究対象地域の構造をランドスケープ・レベルで捉えると、「マトリックス」に相当するのは下総台地面であり、谷津田とそれに沿った斜面林が「ストリーム・コリドー」に相当する。そして、谷津田と斜面林をひとかたまりの空間とみなすと、それが「パッチ」ということになり、「コリドー」を内包する「パッチ」が谷の分布にしたがって配置されていることになる。繁殖地における「パッチ」の大きさと質、つまり「パッチ」に内在される「コリドー」の大きさや長さや質が、本種の生息条件に関係していると考えられる。

ランドスケープと生物多様性の関係について、Fahrig and Merriam(1994)は、次のように

定義した。種の保全を目標とするならば、①生息地のランドスケープの構造の成立を考慮すべき必要があるとしたうえで、今後さらに検討すべき要因として、①生息地の面積や質、②ランドスケープ・エレメント（生態的にはほぼ均質な空間）間の空間的な相互作用、③生物の移動に関わる特徴、④ランドスケープ構造の時間的な変化、が重要であるとした。

これらをうけて、本研究を地域生態学的視点から以下のようにまとめる。まず、①については、サンバの生息地である里地、里山に代表される二次的自然の成立と現状についてまとめた（第1章第2節）。里地や里山は人との関わりもとで成立してきたが、近年、生活様式の変化や農業の近代化等の理由で、雑木林の管理は放棄され、水田や水路の構造が変化し、また、谷津田のような耕作条件の良くない水田では放棄水田が急増するなどの理由から、里地や里山の生物多様性が著しく低下してきている現状を把握した。そして、本種の長年の個体数調査記録から生息数の増減について分析（第2章第1節）し、また、アンケート調査により、本種の生息地の特徴を一般化して分析することで、本種の保全の必要性和保全に関わる基礎的知見を把握した（第2章第2節）。日本における本種の生息数は、1973～1985年まではほぼ横ばいで推移し、その後漸減する傾向が認められた。また、本種の一般的な生息環境の特徴は、森林と水田が含まれた谷地形を有する谷津田のある里地であり、ほぼ全面水田耕作がされた、幅100m未満、奥行き500m未満の小規模な谷津田であることが多く、その周囲を連続した森林や斜面林で囲まれていることが条件としてあげられた。

ここまでは、本種の生息地全般を対象としたものであったが、①以降については、固有の生息地となるように設定したケーススタディ地域におけるランドスケープ・レベルでの分析になる。①については、千葉県印旛沼・手賀沼流域における本種の生息地の成立と構造（第3章第1節）、生息分布特性（第3章第2節）、生息地点の谷幅（第3章第2節）や土地環境条件（第3章第3節）、生息地利用における行動圏の内部構造（第3章第4節）を分析し、「生息地の面積や質」について把握した。

本種の生息地の基盤となる台地面は、標高25～35mの平坦な地形と、5m以下の低地に大別され、平坦面との間は段丘崖によって区切られている。平坦面の大部分が市街地・耕地で、谷底平野の多くは谷津田として利用されている。台地平坦面と低地平坦面との間の段丘崖斜面の多くは斜面林に覆われており、比較的に自然景観を残している。これが生息地の成立と構造の特徴である。

調査対象地の印旛沼流域鹿島川水系では、本種の生息確認地点間の距離は、およそ500～1000mの範囲に集中しており、比較的高密度で分布していることが示された。生息地における谷津田の谷幅は概して200m以内で、その中でも、20～80m程度の幅の狭い谷津田が選好されていることが示された。

本種が生息する手賀沼流域の土地環境条件をまとめると、谷津田面積、斜面林面積、水田耕作面積がそれぞれ0.1km²（10ha）、0.22km²（22ha）、0.09km²（9ha）以上、また谷津田面積に対する斜面林面積比・水田耕作面積比がそれぞれ1.45、0.77以上、非水田耕作面積比0.23以下であることが必要最低条件であるが、十分条件については提示できなかった。しかし、本種の生息には、土地環境の量的基準が十分満たされたうえで、斜面林面積比、谷津田周囲長に対する谷津田斜面林隣接長比、水田耕作面積比で示される均衡性の値が高いほど条件が良いことが示された。

②、③については、本種の行動追跡による生息地利用と行動特性（第3章第4節）を分析し、「ランドスケープ・エレメント間の空間的な相互作用」、「生物の移動に関わる特徴」を把握した。

印旛沼鹿島川水系における本種の生息地は、ほぼ全面水田耕作が行なわれた谷津田とその周りが斜面林で覆われている。斜面林の長い林縁部と谷津田や畑等は採食場所として利用され、また斜面林の林縁部は営巣やパーチとしても利用された。繁殖期間中、1日の活動時間の約90%が採食パーチにおける滞在時間として費やされた。巣から475m以内が全パーチの90%を占める集中利用域（コアエリア）であったが、それ以外の範囲においても採食地として利用された。本種の採食行動様式は、

パーチに滞在して食物動物を探し、採食するしないに拘らず、一定短時間で次の近接パーチに移動する一連の行動を繰り返した。これらの行動特性と生息地利用から、環境傾度が大きな、谷津田面と斜面林の立体的な配置と、それが水平的に連続した構造を持つ谷津田のある里地は、本種の繁殖地としては非常に適した環境であるといえる。

④については、本種の採食地点の植生密度（第4章第1節）や採食動物（第4章第2節）、または食物動物（第4章第3節）の季節変化と利用について分析し、「ランドスケープ構造の時間的な変化」を把握した。

繁殖前期における採食地点の利用割合は、「水田面」が全部もしくは大部分を占めるが、繁殖後期には「水田面」の利用割合が減少する。その一方で「斜面林」利用割合が高くなり、7月以降には全て「斜面林」となることが示された。採食地点を規定している要因として、採食地点における植生密度を取り上げ、季節変化に伴う食物の得やすさ（得にくさ）の面から分析した。その結果、「水田面」の植生密度は、繁殖前期には低く、食物を得やすい状態だが、繁殖後期には高くなり、食物を得にくい状態へと変化することが示された。また、実際に利用された採食動物の利用割合をみると、繁殖前期にはカエル類が高く、繁殖後期にはカエル類が低くなる一方、昆虫類が増加した。これは、食物動物の生息密度の季節変化と同調しており、季節的に生息密度が高い食物動物の採食割合が高いことが示された。

つまり、本種は繁殖地としての谷津田のある里地の季節的な環境構造の変化に適応し、採食地点や利用する食物動物を季節的に変化させながら繁殖活動を営んでいることが示された。

以上のように、ランドスケープの構造と機能、そしてそれらの変化によって生息地を捉える地域生態学的視点によって、繁殖地におけるサシバやその食物動物の生息地利用や行動等との関係をまとめることができた。次に、繁殖地の選好性の理由について、サシバやその食物動物の生態的特徴からまとめ、本種とその生息地の保全について総合的に考察する。

1-2 谷津田のある里地を繁殖地として選好する生態学的要因

アンケート調査から分析された、本種の広域的かつ一般化された繁殖地の生息環境は、森林と水田が含まれた谷地形を有する谷津田のある里地であり、ほぼ全面水田耕作がされ、また、水路整備が行なわれていない、幅100m未満、奥行き500m未満の小規模な谷津田であることが多く、その周囲を連続した森林や斜面林で囲まれている、という特徴を持つ。

では、なぜこのような特徴を持つ環境が繁殖地として選好されるのだろうか？それには本種の生態が大きく関係していると思われる。本種は春先日本に渡来し、繁殖活動を開始する。アンケート調査結果から、5月中旬～7月中旬までの約2ヵ月間が育雛期にあたることが示された。この2ヵ月間に十分な食物を確保し雛に給餌できるかが繁殖の成否に関係する。そのためには、できるだけ食物動物の生息密度が高く、また、採食効率の良い繁殖地を選好しなければならない。

1日の活動時間の約90%をパーチでの採食活動に費やすことが示されたように、本種は、パーチ捕食者 = Perched raptor (Ferguson-Lees and Christie, 2001)である。パーチからの採食は、ホバリングや滑翔等の飛翔採食よりは、エネルギー消費は低いが、採食成功率も低い (Torboton, 1978)。また、本種は、カエル類やヘビ類、昆虫類等の主に小型の動物が主食であるため (第2章第2節)、哺乳類や鳥類を主食とするハイタカ属等の種よりは、食物要求量を満たすためには採食個体数が多くなければならず、1日の活動に占める採食活動の割合が高いのだと考えられる。さらに、本種は、待ち伏せ型の採食様式であるため、本種の採食効率は、パーチ周辺に生息する食物動物の生息密度やその発見率に影響を受けると考えられる。

このような生態的特徴を有する本種が採食効率を高め、繁殖活動を遂行するには①植生密度、②食物動物の発生動態、③パーチ選択、④営巣場所選択、⑤採食行動特性の項目において最良な振る舞いをする必要があると考えられる (Newton, 1979; Janes, 1984; Cody, 1985)。①～⑤について、以下に検討していく。

①：生息地、あるいは採食地点の植生密度は、パーチ捕食者の採食効率に大きく影響を与える (Becherd, 1982; Preston, 1990; Yosef and Grubb, 1993). すなわち、植生密度が高い生息地では、採食効率が低くなる。本種の繁殖地である谷津田のある里地の「水田面」における植生密度と「採食しやすさ・しにくさ (採食利用難易度指数)」の状態は、育雛前期の5月上～下旬では、植生密度と採食利用難易度指数は共に低く、採食しやすい状態であったのに対し、育雛後期にあたる7月上旬では、植生密度、採食利用難易度指数共に高くなり、「水田面」は採食地として不適な状態に変化することが示された。しかし、「水田面」でも、その景観構成要素である、休耕田と放棄田は、5月上旬からすでに採食地としては不適な状態であり、採食地としての機能が低いことが示された。つまり、植生密度の観点からは、水田耕作された「水田面」の採食地としての機能性は、育雛前期には高く、育雛後期には低いと言える。したがって、5月上～下旬頃の育雛前期は、水田耕作された「水田面」で採食するのが効率の良い戦略であると考えられる。

繁殖期を通じて、採食地点の環境割合を見ると、5月上～下旬頃の育雛前期は、「水田面」での採食割合が高く、季節の進行に伴い、徐々に「水田面」は減少し、「斜面林」が増加していき、7月上中旬の育雛後期には、全て「斜面林」で占められた。「斜面林」の樹冠が、季節による植生密度の変化が少ないことを考えると、このような採食地点の季節的な変化は、「水田面」の植生密度で分析された、効率のよい採食地点利用戦略と合致している。

以上のことから、季節において採食地としての異なる機能を有する「水田面」と「斜面林」を合わせ持つ、谷津田のある里地の構造は、繁殖期を通じての採食地点の確保という観点からは、機能性の高い繁殖地であることが示唆される。

②：食物動物の生息密度や生物量は、パーチ捕食者の採食効率に大きく影響を与える (Baker and Brooks, 1981; Smallwood, 1987, 1988; Preston, 1990; Ontiveros and Pleguezuelos, 2000; Butet and Lerou, 2001). すなわち、生息密度や生物量

が低い生息地では、採食効率が低くなる。本種の繁殖地における食物動物の発生動態の特徴は、5月上～下旬の「水田面」では、カエル類の生息密度が高く、また、「水田面」と「斜面林」とも昆虫類の生息密度は低い状態であった。このことは、5月上～下旬頃の育雛前期は、食物としてのカエル類の生息の重要性とその生息密度が高い「水田面」の重要性が示唆される。そして、7月上旬になると、「水田面」では、カエル類の生息密度が低下し、昆虫類が激増する。また、「斜面林」では生息密度は低いものの、カエル類、昆虫類の生息密度は上昇する。このことから、育雛後期の7月上旬では、食物としての昆虫類の生息の重要性が示唆される。ヘビ・トカゲ類は、生息密度は低いものの、繁殖期を通じて「水田面」でのみで確認されている。一般的にヘビ・トカゲ類の1個体あたりの生物量は、カエル類や昆虫類よりも高いため、生息密度が低くても重要性が低いとは言えないだろう。繁殖期を通じてこれらの生息が確認される「水田面」の採食地としての重要性は高いと考えられる。

繁殖地における採食動物の割合を、目視観察結果から見ると、4・5月の育雛前期は、カエル類の採食割合が高く、季節の進行に伴い、徐々にカエル類は減少し、昆虫類が増加した。巢内のビデオ撮影の結果でも、育雛後期の7月上中旬は、昆虫類の利用割合が高かった。また、割合は高くないが、ヘビ・トカゲ類は、繁殖期を通じて利用された。このような採食動物の季節的な変化は、食物動物の生息密度で分析された、効率のよい食物動物利用戦略と合致している。

以上のことから、季節において食物動物の選択的利用を保証する多様な食物動物の生息を可能としている谷津田のある里地の構造は、繁殖期を通じての食物動物の確保という観点からは、機能性の高い繁殖地であることが示唆される。

③：好適なパーチの有無は、パーチ捕食者の採食場所選択や採食効率に大きく影響を与える (Marion and Ryder, 1975; Stalmaster and Newman, 1979; Janes, 1984; Thiollay and Colobert, 1990; Widen, 1994). すなわち、パー

木の密度が高いほど採食効率は高くなるが、それはパーチの場所や高さ等に影響を受ける。一般に、高いパーチほど採食範囲は広がるが、採食成功率は低下し、採食地点までの距離が離れるほど、同じく採食成功率は低下する (Thiollay and Colobert, 1990)。本種でも、高いパーチほど採食地点までの水平距離が長くなる関係が認められたが、パーチの高さと水平採食距離の中央値は共に約6mであった。同属のアフリカサシバの水平採食距離の平均が70~80mであったことから比較すると、本種のパーチから採食地点までの距離は非常に短いことが特徴であると言える。繁殖地における本種のパーチ利用については、行動追跡により、繁殖期を通じて谷津田に面した斜面林の林縁部に沿って巣を中心に細長く分布することが示された。水田に面した側の斜面林の林縁部にパーチしている場合は、水田面、もしくは対岸の斜面林の樹冠で採食し、畑に面した側の斜面林の林縁部にパーチしている場合は、畑等で採食する。繁殖地の谷津田のある里地は、標高の低い谷底低地に造られた、幅の狭い谷津田を中心に、その両側の段丘崖斜面には林が残存しており、さらにその外側の台地面には畑や集落が広がっている。すなわち、谷底低地の谷津田から斜面林の樹冠までは環境傾度の大きな構造をしている。斜面林におけるパーチは、パーチする位置によって高さを自由に選択できる。すなわち、林縁に近ければ低く、林縁から離れば高くなる。また、繁殖地における斜面林は、谷津田との隣接長が長いから、パーチとして利用可能な斜面林が水平方向に連なっている構造をしている。アフリカサシバと比較して本種の採食水平距離が著しく短かったのは、利用可能な多くのパーチのうちで、最適な場所と高さのパーチを選択できたためだと考えられる。したがって、このようにパーチ選択可能性の幅が広い谷津田のある里地の構造は、パーチ選択という観点からは、機能性の高い繁殖地であることが示唆される。

④：繁殖地における営巣場所選択は、パーチ捕食者の採食効率に大きく影響を与える (Bednarz and Dinsmore, 1982; Morris, 1983)。す

なわち、営巣場所の周辺が採食適地であれば、採食効率が上がる。大阪府における調査では、52カ所の営巣地は、平均33.3度の斜面上の中腹以下に見られ、採食地となる水田等の湿地が近接していることが示されている (Kojima, 1999)。本研究における繁殖地の10カ所の営巣地は、全て谷津田に面した斜面林の斜面上のスギ広葉樹混交林にあり、巣は谷津田が斜面林にわずかに入り込んだ斜面に多く見受けられた。パーチは、巣を中心にして、斜面林の林縁部に沿って細長く分布し、巣から475m以内に全パーチの90%が含まれ、巣から75~225mの範囲が頻りに利用されたように、巣から近距離の範囲が集中利用域となっていることが示された。パーチが巣から近いことは、給餌のための飛翔コストを抑えることができるため、効率の良い生息地利用であると判断できる。

猛禽類全般における巣場所選択は、地形や営巣可能な構造物の有無、巣材の獲得の容易性、競合種との関係等によって影響を受け、必ずしも採食場所の近くが条件ではない (Newton, 1979; Janes, 1984)。本種の場合、オオタカやハシブトガラス等との競合関係はあるが、斜面林に営巣することでその他の条件はほぼ満たされていると思われる。以上のことから、巣に近接して採食場所を確保できる本種の繁殖地は、採食効率の面から機能性が高いと判断できる。

⑤：繁殖地における採食行動特性は、パーチ捕食者の採食効率に大きく影響を与える (Tarboton, 1978; Thiollay and Colobert, 1990; Sonerud, 1992; Plumpton, 1997)。すなわち、種特有に進化的に獲得してきた採食行動様式を取りながら、パーチにおける最適な滞在時間やパーチ間の飛行距離等を判断することにより、採食効率を高めている (Newton, 1979; Janes, 1984)。本種の行動圏内における1回あたりのパーチ間の飛行距離は20m以内の頻度が最も高く、距離に対して強い負の相関関係が認められた。また、給餌のために飛行した距離と比較して、有意に短いことから、食物の探索のための移動距離を最小にすることで、飛翔コストを抑え、採食効率を高めていると

判断される。

パーチにおける滞在時間には2つの要素がある。1つは採食（ハンティング）のために現パーチを離れるまでの時間（採食滞在時間）と、現パーチでの採食を諦めて、別のパーチへの移動のために現パーチを離れるまでの時間（非採食滞在時間）である。この両者の滞在時間の中央値を比較すると、採食滞在時間は約6分、非採食滞在時間は約10分であった。つまり、1つのパーチに約6分滞在すれば食物動物を発見できる確率が高いが、1つのパーチで10分以上発見できない場合には、同じパーチに滞在するよりも別のパーチに移動するほうが、採食できないリスクを軽減することができることを示している。しかし、越冬地では、本種のパーチ滞在時間は、パーチ周辺の植生密度や採食成功率によって変化し、一定していないことが確かめられている（呉ら、2002）。繁殖地でも、パーチ滞在時間にはばらつきが認められ、一定していないことが確かめられた。このことは、パーチ周辺の環境や時間、時期による微気候の違い等から、最適なパーチ滞在時間を多くの経験則にもとづいて臨機応変に判断しているのではないかと推察される。

以上のことから、本種は谷津田のある里地において、飛行コストを抑え、パーチでの滞在時間を状況に応じて変化させることで、採食効率を高めた採食行動をしていると考えられる。

第2節 サシバとその生息地保全に向けての提言

2-1 サシバの繁殖地におけるマイクロハビタットの保全

前節の①～⑤において、本種が谷津田のある里地を繁殖地として選好している生態学的な理由を示した。次に、繁殖地の保全について検討する。

上位の捕食者が利用する生息地は下位の動物の生息地をその中に含むという階層構造を有する（守山、1993）。すなわち、サシバの行動圏の中には、食物動物のカエル類の生息地が含まれている。したがって、上位捕食者であるサシバにとっては、生息に影響をもたらさないかもしれない生息地の微細構造

（microhabitat）が、下位動物のカエル類の生息には、深刻な影響を与えている場合がある。食物動物であるカエル類の生息密度の減少が、サシバの繁殖や生息地選択に直接影響しているかは今のところ確かめられてはいない。ここでは、間接的な影響について考察する。

アンケート結果によると、本種の繁殖地に含まれる水田における「水田面」の整備率は、全国比とほぼ同じであったが、「水路整備されていない水田」の割合は、全国比より有意に高かった。つまり、本種が繁殖地として選好する水田は、水田面は圃場整備されているが、水路が未整備の「素掘水路」のある圃場整備水田ということになる。近年の圃場整備は、暗渠排水施設を埋設するため、水路が深く掘られてコンクリートで護岸されるのが一般的である（中川、2001）。このことから考えると、本種が選好する水田は、圃場整備されていても過去20年以上経過した古いタイプの水田で、近代的圃場整備水田とは、カエル類やヘビ・トカゲ類にとっては、生物学的な生息地としての価値が異なる（Fujioka・Lane, 1997；長谷川、1993, 1997）と言える。

本種の繁殖地におけるカエル類のニホンアマガエル、ニホンアカガエル、トウキョウダルマガエルの3種は、本種の生息地に同所的に生息するが、環境要求性はそれぞれ異なっており、特に、ニホンアカガエルとトウキョウダルマガエルの2種は、圃場整備に伴う生息地の改変、特に水路整備に対して脆弱であることが示された。

千葉県での調査では、圃場整備によるカエル類の生息密度の低下が、それらを主食とするシマヘビやヤマカガシをはじめとするヘビ類の生息密度の低下を招いているという（長谷川、1993, 1997）。そして、これらを主食としているイタチやサギ類の生息密度の低下を招いている可能性を考察している（長谷川、1997）。これらのことから、多くのカエル類やヘビ類（田中・森、2000）が本種の主要な食物動物となっている（第2章第2節）ことを考えると、これらの生息密度の低下は本種の生息地選択や繁殖成功率等に影響をおよぼすことが十分考えられる。

水田における耕作放棄もまた、カエル類の

生息にとって、負の影響を与える要因となっている。水田の耕作放棄によって、放棄後に植生が発達し、産卵に適した開水面が狭められ、ついには消滅することや、畦の保守管理の放棄により、水路の水が水田全域に流れ込み、水田内の止水環境を消失させることで、産卵に不適な環境へと変化（長谷川，1997）することや、ニホンアカガエルでは、そのような場所を忌避する傾向があることが知られている（門脇，2002）。また、耕作放棄田は、本種の採食地点としての機能も低いことが示されている（第4章第1節）。

以上のことから、本種のマイクロハビタットの保全には、圃場整備がまだ行なわれていないか、圃場整備後20年以上経過しているような水田をどのように扱うかが重要である。水田管理の簡素化、生産性向上、担い手育成のための圃場の統合化等で圃場整備の必要性はこれまで以上に高まってきている。しかし、通常の圃場整備による近代化は、確実に生物多様性低下による地域生態系の単純化をもたらすことが、多くの実証的研究によって確かめられている（例えば、長谷川，1995a；斉藤ら，1988；Fujioka・Lane，1997；Fujioka, et.al.,2001）。これからの圃場整備には、生態系に配慮した理念と工法が不可欠である。近代的圃場整備は、水田、水路、河川、ため池等の水系の分断化をもたらし、多くの水生生物の生息に負の影響をおよぼす（長谷川，1995a；斉藤ら，1988；Fujioka・Lane，1997）。このような点を少しでも改善するために、圃場整備後に水路と水田の往来が可能となるような魚道を設置したり、用排水路の機能を地下に埋設して、地表に素掘水路を設置するなどの方法が栃木県西鬼怒（鈴木ら，2000）や岩手県胆沢（山本ら，2000）で取り入れられている。

また、小動物の護岸水路への転落防止や、脱出への対策も重要である。新潟県の湿原内の林道に沿った側溝と集水桝で転落死した動物の調査では16種、141個体が確認されており、ヤマアガガエル等の両生類が全体の82%、ニホンカナヘビ、ヘビ類等の爬虫類が6%、ヒミズ等の哺乳類が11%、ヤマドリの雛（鳥類）が1%で、その多くは側溝や集水桝から脱出で

きないことが示された（倉品・阿部，1996）。これらの小動物は本種の主要な食物動物と一致している（第2章第2節）。また、側溝での両生類の転落死防止方法についてニホンアカガエルとアズマヒキガエルにおいて側溝にスロープ型脱出装置をつけた場合の効果について確かめられ、効果的な側溝の形態として角度が30度未満の浅いV字溝であることが示されている（大河内ら，2001）。このような措置は、これから圃場整備を始めるところだけでなく、すでに整備が終わっているところで取り組むことで、生態系の機能回復に貢献できると思われる。

2-2 サシバの生息を意図した保全指針

本研究でケーススタディ地域として対象とした、千葉県手賀沼流域における谷津田のある里地について、本種の生息地における土地環境の条件（第3章第3節）について整理し、本種が生息地として選好することを意図した保全指針について提示する。

千葉県手賀沼流域における谷津田のある里地は、水路整備が行なわれていない、幅150m未満、奥行き500m前後の小規模な谷津田で、その周囲を連続した斜面林で囲まれているように、アンケート結果で一般化された本種の繁殖地の特徴を有している。調査した地点の水田、斜面林の面積は、谷津田面積0.04km²（4ha）、斜面林面積0.05km²（5ha）～谷津田面積0.47km²（47ha）、斜面林面積0.46km²（46ha）のものまで22地点である。本種の生息の有無は、生息地の土地環境構造の規模によって左右される。本種が生息する土地環境構造の規模をまとめると、谷津田面積0.1km²（10ha）以上、斜面林面積0.22km²（22ha）以上、そして水田耕作面積0.09km²（9ha）以上が必要である。しかし、これらだけでは、生息の有無を判別することはできない。これらの量的規模のほかに、それぞれの土地環境構造の均衡性が保たれてなくてはならない。谷津田面積を基準とした場合で示すと、谷津田面積に対する斜面林面積比は1.45（145%）以上、水田耕作面積比は0.77（77%）以上、そして非水田耕作面積比が0.23（23%）以下であることが必要最低条件である。ここで注意すべき点

は、10haの谷津田面積が存在して、その周りが145%の斜面林面積(14.5ha)で覆われているとしても、最低斜面林面積22haに達しないことである。22haの斜面林で生息地の均衡性を保つには、0.15km²(15ha)以上が必要である。また、これらの条件を満たすにも拘らず、生息が確認されなかった地点が存在することから、ここで取り上げた土地環境条件だけでは、厳密には生息の有無を判別できない。この精度を高めるためには、斜面林面積比、谷津田周囲長に対する谷津田斜面林隣接長比(0.57, 57%以上)、水田耕作面積比で示される均衡性の値を高めることである。

したがって、本種が生息している場所においては、谷津田に面した斜面林の残存と谷津田での水田耕作の継続は最重要項目であり、巢の周辺約500m(第3章第4節)は集中利用域として利用される可能性が高いので、巢から約500m(第3章第4節)の範囲における斜面林の伐採、水田耕作を除く谷津田の改変は厳に慎まなければならない。また、集中利用域外であっても採食地として利用されているため、これらの改変は行なうべきではない。そしてまた、生息していない場所においては、土地環境の量的基準を満たすことと、その均衡性を保つようにすることが最低限必要なことである。この指針は、あくまでも千葉県手賀沼流域の限られた地域を対象としたものであり、十分なサンプルでの分析ではないため、この数値を地域の保全計画に直接あてはめることには、大きな危険を伴うことを認識しておくべきである。

今後さらに、保全のための指針となりえるような科学的知見を蓄積すること、そしてそれを分析し、提示していくことで、谷津田のある里地における健全な生態系の指標となるサシバとその生息地の保全に関わる研究活動を続けていきたいと考えている。

引用文献

有田ゆり子. 1999. 千葉市近郊の谷津田景観の植生分析－圃場整備と耕作放棄の影響－. 千葉大学大学院自然科学研究科修士論文, 99pp.
有田ゆり子・小林達明. 2000. 谷津田の土地

利用変化と水田・畦畔植生の特性. ランドスケープ研究63(5): 485-490.
Askins, R.A., Lynch, J. F. and Greenberg, R. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology* 7: 1-15.
Askins, R. A. 1993. Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America. *Current Ornithology* 11: 1-34.
Askins, R. A., Higuchi, H., and Murai, H. 2000. Effect of Forest Fragmentation on Migratory Songbirds in Japan. *Global Environmental Research* 4(2): 219-229.
東淳樹・武内和彦・恒川篤史. 1998. 谷津環境におけるサシバの行動と生息条件. 環境情報科学論文集 12: 239-244.
東淳樹・武内和彦. 1999a. 谷津環境におけるカエル類の個体数密度と環境要因の関係. ランドスケープ研究63(5): 573-576.
東淳樹・時田賢一・武内和彦・恒川篤史. 1999b. 千葉県手賀沼流域におけるサシバの生息地の土地環境条件. 農村計画論文集 1: 253-258.
Baker, J. A. and Brooks, R. J. 1981. Distribution patterns of raptors in relation to density of Meadow Voles. *Condor* 83: 42-47.
Bechard, M. J. 1982. Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swainson's Hawk. *Condor* 84: 153-159.
Bednarz, J. C. and Dinsmore, J. J. 1982. Nest-sites and habitat of Red-shouldered and Red-tailed Hawks in Iowa. *Wilson Bulletin* 94: 31-45.
Berger, J. 1997. Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology* 11: 69-78.
Brown, D. and Amadon, D. 1968. Eagles, Hawks and falcons of the World. Vol.2, 537-544.
Butet, A. and Leroux, A. B. A. 2001. Effect of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. *Biological Conservation* 100: 289-295.
Cairns, J.Jr. 1986. The myth of the most sensitive species: Multispecies testing can provide

- valuable evidence for protecting the environment. *BioScience* 36 : 670-672.
- Channell, R. Lomolino, M.V. 2000. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature* 403 : 84-86.
- 千葉県. 1980. 土地分類基本調査 「佐倉」 図幅, 千葉県企画部企画課, 1-40.
- Cody, M. L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Inc., New York, p.558.
- Dale, V. and Beyeler, S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1 : 3-10.
- Debinski, D. N. and Brussard, P. F. 1994. Using biodiversity data to assess species-habitat relationships in Glacier National Park, Montana. *Ecological Application* 4 : 833-843.
- del Hoyo, J., Elliott, A., and Sargatal, J. (eds.). 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- Effenberger, S., and Suchentrunk, F. 1999. RFLP analysis of the mitochondrial DNA of otters (*Lutra lutra*) from Europe--implications for conservation of a flagship species, *Biological Conservation* 90 : 229-234.
- 遠藤孝一・平野敏明. 2001. 宇都宮市の市街地近郊におけるサシバの繁殖状況の変化. *Accipiter* 7 : 1-7.
- Fahrig, L., and Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented population. *Conservation Biology* 8 : 50-59.
- Ferguson-Lees, J. and Christie, D. A. 2001. *Raptor of the World*. Houghton Mifflin Company, Boston : 612-613.
- Fleishman, E., Murphy, D.D. and Brussard, P. F. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Application* 10 : 569-579.
- Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, 619pp.
- Forman, R. T. T. 1995. *Foundations Landscape Mosaics*. Cambridge University Press, Cambridge : 3-40.
- 藤村忠志. 1994. 多摩丘陵における農用林的利用衰退による二次林の植生変化. 造園雑誌57(5), 211-216.
- 藤田剛・樋口広芳. 1995. 人工衛星を利用した野生動物の移動追跡. 生物科学46, 187-197.
- Fujioka, M. and Lane, S. J. 1997. The impact of changing irrigation practices in rice fields on frog populations of the Kanto Plain, central Japan. *Ecological Research* 12 : 101-108.
- Fujioka, M., Armacost, J. W. Jr., Yoshida, H., and Maeda, T. 2001. Value of fallow farmlands as summer habitats for waterbirds in a Japanese rural area. *Ecological Research* 16 : 555-567.
- 福井亘・近藤公夫・安部大就・増田昇. 1997. 神戸市西区の都市近郊農村における農村環境と鳥類生息に関する研究. ランドスケープ研究60(5) : 553-556.
- 福井亘・増田昇・安部大就. 1998. 西神戸と東播磨地区における農地の存続形態と鳥類生息との関連に関する研究. ランドスケープ研究61(5) : 545-550.
- Gifi, A. 1990. *Nonlinear Multivariate Analysis*. Chichester, UK: John Wiley and Sons.
- Haberman, S. J. 1973. The analysis of residuals in cross-classified tables. *Biometrics*, 29 : 205-220.
- 長谷川雅美. 1993. 両生類, 爬虫類調査に関する自然環境への影響予測に係る基礎調査(4). 開発地域等における自然環境への影響予測に係る基礎調査(沼田真編), 千葉県環境部環境調査課, 48-53.
- 長谷川雅美. 1994. 両生類, 爬虫類調査に関する自然環境への影響予測に係る基礎調査(5). 開発地域等における自然環境への影響予測に係る基礎調査(沼田真編), 千葉県環境部環境調査課, 32-39.
- 長谷川雅美. 1995a. 環境影響評価における両生類, 爬虫類調査の位置づけ. 自然環境への影響予測～結果と調査法マニュアル～(沼田真編), 千葉県環境部環境調査課, 147-160.
- 長谷川雅美. 1995b. 谷津田の自然とニホンアカガエル. 大沢雅彦・大原隆(編), 生物-地球環境の科学, 105-112. 朝倉書店.

- 長谷川雅美・浅田正彦・谷口薫美・黒野博之
1996. 北伊豆諸島におけるサシバ*Butastur indicus*の行動圏の分布. 日本鳥学会誌45 : 83-89.
- 長谷川雅美. 1997. 湾岸都市千葉市の両生類・爬虫類-谷津田の形状と開発程度が生息種に与える影響-. 湾岸都市の生態系と自然保護-千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告- (沼田真監修), 信山社サイテック : 505-521.
- 浜口哲一・大野正雄. 1994. ものさしとして生物をみる, 19-24. (財)日本自然保護協会編「指標生物」. 平凡社, 東京.
- 樋口広芳・森下英美子. 1999. アンケート調査からみた夏鳥の減少. 夏鳥の減少実態研究報告 (樋口広芳編), 11-18. 東京大学渡り鳥研究グループ, 東京.
- Higuchi, H., and Morishita, E. 1999. Population Declines of Tropical Migratory Birds in Japan. *Actinia* 12 : 51-59.
- 樋口広芳・森下英美子・東淳樹・時田賢一・内田聖・恒川篤史・武内和彦. 2000. サシバ (*Butastur indicus*) の渡り衛星追跡および越冬地における環境選択. 我孫子市鳥の博物館調査研究報告 8 : 25-36.
- 樋口広芳・森下英美子・Johanna Pierre・時田賢一・内田聖. 2002. サシバの渡り衛星追跡, その2. 日本鳥学会2002年度大会講演要旨集, pp.32.
- 平川浩文・樋口広芳. 1997. 生物多様性の保全をどう理解するか. 科学 67 : 725-731.
- 平野敏明・遠藤孝一・君島昌男・小堀政一郎・野中純・内田裕之. 1998. 渡良瀬遊水地における秋冬期のチュウヒのねぐら. *Strix* 16 : 1-15.
- 平野敏明・金井裕・君島昌男・小堀政一郎. 1999. 渡良瀬遊水地におけるサシバの採食環境と食物. 日本鳥学会1998年度大会講演要旨集, pp.80.
- 堀田昌伸・中村浩志・濱利幸. 2002. 長野県北部におけるサシバ*Butastur indicus*の生息密度と生息環境について. 日本鳥学会2002年度大会講演要旨集, pp.31.
- 一ノ瀬友博. 2001. 鳥類群集を指標とした緑地環境評価手法に関する研究. 兵庫県立淡路景観園芸学校紀要2 : 73-135.
- 池田善英・堀本尚宏・真崎健. 1994. クマタカ放棄巣にサシバが営巣. *Strix* 13 : 230-233.
- 池野進. 1994. 茨城の現状とその将来-宍塚大池のサシバを中心として-. サシバサミット資料集, 宍塚の自然と歴史の会, 11-12.
- 井上民二. 1998. モンスーンアジアの生物多様性. 井上民二・和田英太郎編「岩波講座 地球環境学5 生物多様性とその保全」, 岩波書店, 133-159.
- 石沢慈鳥・千羽晋示. 1967. 日本産タカ類12種の食性. 山階鳥研報5 (1) : 13-33.
- 磯崎博司. 1997. 生命システムを守るための法制度. 科学67 : 799-804.
- Janes, S.W. 1985. *Habitat selection in raptorial birds*. Cody, M.L. (ed) *Habitat Selection in Birds*. 159-188. Academic Press, Orlando.
- James A. B., and Brooks R. J. 1981. Distribution patterns of raptors in relation to density of meadow voles. *Condor* 83 : 42-47.
- 貝塚爽平. 1998. 発達史地形学. 東京大学出版, pp.24-25.
- 角野康郎. 1998. 中池見湿地の植物相の多様性とその保全の意義. 日本生態学会誌 48 : 163-166.
- 門脇正史. 1992. 水田地帯に同所的に生息するシマヘビ*Elaphe quadrivirgata*とヤマカガシ*Rhabdophis tigrinus*. 日本生態学会誌 42(1) : 1-7.
- 門脇正史. 2002. ニホンアカガエルの産卵場所の環境条件-特に産卵地点間の水温の違いについて-. 保全生態学研究7 (1) : 1-8.
- 粕谷英一. 1990. 行動生態学入門. 東海大学出版会, 316pp.
- 加藤和弘・篠沢健太. 1995. 多変量解析による生物相の分析と, その河川環境管理への応用. ランドスケープ研究 58 (5) : 105-108.
- 鎌田磨人. 2000. 景観と文化-ランドスケープ・エコロジーとしてのアプローチ. ランドスケープ研究 64 (2) : 142-146.
- 環境庁企画調整局. 1994. 環境基本計画.

- 160pp. 大蔵省印刷局.
- 環境庁自然保護局生物多様性センター. 1999. 自然環境保全基礎調査生物多様性調査鳥類調査中間報告書: 82, 環境庁.
- 川口孫治郎. 1917. 日本鳥類生態学資料. 巢林書房. 141-210.
- Kenward, R. E. 1993. *Wildlife radio tagging*. Academic Press, New York. 222pp.
- 北川淑子. 2001. 管理組合による里地の自然再生—函師・小野路を例に. 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編「里山の環境学」, 東京大学出版会: 150-164. 東京.
- 小出博. 1973. 日本の国土-自然と開発(上). 東京大学出版会, 287pp. 東京.
- 小坂正俊・新井真・遠藤孝一・西野一雄・植田陸之・金井裕. 1996. アンケート調査によるオオタカの分布と生態. 平成7年度希少野生動植物種生息状況調査報告書: 53-74. 環境庁, 東京.
- 小泉清明. 1975. 環境の生物学的モニタリングの意義. 日本生態学会環境問題専門委員会編「環境と生物指標1」 共立出版, 291pp.
- 国土庁計画・調整局. 1992. 国土数値情報. 建設省国土地理院編: 202pp. 大蔵省印刷局, 東京.
- 小島幸彦. 1982. サシバ (*Butastur indicus*) のテリトリーとテリトリー行動. 鳥 30 : 117-147.
- Kojima, Y. 1987. Breeding success of the Gray-faced Buzzard Eagle *Butastur indicus*. *Japanese Journal of Ornithology* 36 : 71-78.
- Kojima, Y. 1999. Nest Site Characteristics of the Gray-faced Buzzard *Butastur indicus*. *Japanese Journal of Ornithology* 48 : 151-155.
- 輿水肇・武内和彦・位寄和久・安立植. 1987. 樹木活力度を指標とした多摩丘陵の土地自然特性と開発インパクトの総合評価. 造園雑誌 50(5) : 131-136.
- 幸丸政明. 1997. 保全を成功に導くための行政の役割. 科学67 : 805-812.
- Krebs, J. R. 1980. Foraging strategies and their social significance. *Handbook of Behavioural Neurobiology*, Vol.3 (Ed. by Marler, P. and Vandenberg, J. G.), Plenum Press, New York, pp.225-270.
- Kreman, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Application* 2 : 203-217.
- 工藤琢磨・米川洋・池田和彦. 2001. ラジオ・テレメトリによるオオタカの位置の測定法. *Japanese Journal of Ornithology* 50 : 31-36.
- 久貝勝盛. 1988. サシバは越冬地で何をしているか. 野鳥, 53(10) : p.9.
- 久貝勝盛. 1991. 南西諸島における寒露のタカ渡り. *BIRDER* 5(10) : 28-29.
- Kugai, K. 1994. The Relationship between Autumnal Migration of Gray-faced Buzzard-Eagle and the Native People of the Concentration Migratory Points. *Bulletin of the Okinawa prefectural museum* 20 : 97-110.
- Kugai, K. 1995. Genus *Butastur* in the World. *Bulletin of the Okinawa prefectural museum* 21 : 129-158.
- Kugai, K. 1996. Autumnal migration of Gray-faced Buzzard-eagle, *Butastur indicus* in Japan. *Bulletin of the Okinawa prefectural museum* 22 : 153-172.
- 久貝勝盛. 1997. 伊良部の鳥. 平良市総合博物館紀要4 : 35-56.
- 久野英二. 1986. 動物の個体群動態研究法 I—個体数推定法—. 共立出版株式会社, 東京, 114pp.
- 倉本宣・麻生嘉. 2001. 里山ボランティアによる雑木林管理—桜ヶ丘公園を例に. 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編「里山の環境学」, 東京大学出版会, 135-149. 東京.
- 倉品伸子・阿部學. 1996. 落ちた小動物が這い出せる道路側溝. 第31回林道研究発表論文集, 53-58.
- Lane, J. S. and M. Fujioka 1998. The impact of changes in irrigation practices on the distribution of foraging egrets and herons (Ardeidae) in the rice fields of central Japan. *Biological Conservation* 83 : 221-230.

- Landres, P. B., Verner, J., and Thomas, J. W. 1988. Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2 : 316-328.
- 町田貞・井口正男・貝塚爽平・佐藤正・榎根勇・小野有五. 1981. 地形学辞典 第四刷. 二宮書店, 767 pp.
- 前田憲男・松井正文. 1989. 日本カエル図鑑. 文一総合出版, 198pp.
- 前澤昭彦. 1990. サシバの複数雄をともなった繁殖例. *Strix* 9 : 225-229.
- Marion, W. R. and Ryder, R. A. 1975. Perch-site preferences of four diurnal raptors in north-eastern Colorado. *Condor* 77 : 350-352.
- 松井健・武内和彦・田村俊和. 1990. 丘陵地の自然環境—その特性と保全. 古今書院, 202pp. 東京.
- 松浦俊也・横張真・東淳樹. 2002. 数値地理情報を用いた谷津の景観構造の把握によるサシバ生息適地の広域的推定. *ランドスケープ研究* 65 (5) : 543-546.
- Mills, L. S., Soule, M.E. and Doak, D. F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *Bioscience* 43 : 219-224.
- Michael, M. J. M. 1983. Characteristics of vegetation and topography near Red-shoulder Hawk nests in Southwestern Quebec. *Journal of Wildlife Management* 47 : 138-145.
- 美濃和信孝. 1994. 千葉県佐倉市でのサシバの生態. サシバサミット資料集, 穴塚の自然と歴史の会, p.25.
- 三島次郎・竹中踐・千石正一・大河内勇. 1978. 両生, 爬虫類調査. 多摩川流域環境調査報告書 (第3次調査) : 77-98, とうきゅう環境浄化財団.
- 宮古島 (<http://miyakojima.net/>).
- 百瀬浩・植田睦之・藤原宣夫・石坂健彦. 2000. 栃木県宇都宮周辺におけるサシバ *Butastur indicus* の生息状況と環境選好性について. 日本鳥学会2000年度大会講演要旨集, pp.22.
- 百瀬浩. 2001a. GISを活用した希少猛禽類の生息環境解析. 地理情報システム学会バイオリージョン分科会 第9回BioGIS研究会「環境マップとGIS」講演要旨.
- 百瀬浩. 2001b. GISとサシバの生息環境解析—地理情報システムを利用した生息環境の現状把握と未来予測—. 日本生態学会第48回大会講演要旨集, pp.83.
- Moreno J. 1984. Search strategies of Wheaters (*Oenanthe oenanthe*) and Stonechats (*Saxicola torquata*): Adaptive variation in perch height, search time, sally distance and inter-perch move length. *Journal of Animal Ecology* 53 : 147-159.
- 森岡照明・叶内拓哉・川田隆・山形則男. 1995. 図鑑日本のワシタカ類. 文一総合出版, 東京, 172-183.
- 森下英美子・樋口広芳. 1999a. 文献調査にもとづく夏鳥の減少. 夏鳥の減少実態研究報告 (樋口広芳編), 1-10. 東京大学渡り鳥研究グループ, 東京.
- 森下英美子・樋口広芳. 1999b. 探鳥会および個人の観察記録にもとづく夏鳥の減少. 夏鳥の減少実態研究報告 (樋口広芳編), 19-43. 東京大学渡り鳥研究グループ, 東京.
- 森下英美子・東淳樹・時田賢一・内田聖・恒川篤史・武内和彦・樋口広芳. 2000. サシバ (*Butastur indicus*) の渡り衛星追跡と環境利用. 日本鳥学会2000年度大会講演要旨集, pp. 22.
- 守山弘. 1988. 自然を守るとはということか. 農山漁村文化協会, 260pp. 東京.
- 守山弘. 1992. 谷津田の里—人と生物が支えてきたもの—. いきものまちづくり研究会編「エコロジカル・デザイン」ぎょうせい, 23-41.
- 守山弘. 1993. 農村環境とビオトープ. 農村環境とビオトープ (農林水産省農業環境技術研究所編) : 38-66, 養賢堂, 東京.
- 守山弘. 1997. 関東平野の里山・農村空間の配置. 田端英雄編「里山の自然」: 20-25. 保育社.
- 守山弘・飯島博・白木彩子・長田光世. 1992. 谷津田環境の配置がもつトンボの種供給機能. *環境情報科学* 21(2) : 84-88.
- Moser, D. E. 2000. Habitat Conservation plans under the U.S. Endangered Species Act: The

- Legal Perspective. *Environmental Management* 26 : 7-13.
- 永江弘康・木村伸男. 1986. 農地の集団化と土地利用の高度化－谷津田の整備を事例として－. 千葉県農業試験場研究報告27, 89-106.
- 中川重年. 2001. 里山保全の全国的パートナーシップ. 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編「里山の環境学」, 124-135. 大学出版会, 東京.
- 中川昭一郎. 2001. 農業農村整備とビオトープの保全・創出. 農業土木学会誌69(9) : 1-6.
- 中村登流・中村雅彦. 1995. 原色日本野鳥生態図鑑 (陸鳥編). 保育社, 147-159. 東京.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T & AD POYSER, London. 399pp.
- 日本野鳥の会弘前支部. 1985. 野鳥をたずねて二十年.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 : 355-364.
- 農業工学研究所集落整備計画研究室編. 1994. 農業整備用語辞典. 財団法人 農村開発企画委員会 独立行政法人 農業工学研究所集落整備計画研究室編, 財団法人 農村開発企画委員会, 482pp.
- 農林図書刊行会編. 1983. 農業用語大辞典. 農林図書刊行会, 524pp. 東京.
- 農林水産省構造改善局. 1992. 第3次土地利用基盤整備基本調査. 486pp.
- 沼田眞・中村俊彦. 1997. 千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査結果概要. 沼田眞監修「湾岸都市の生態系と自然保護」－千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告－, 1-8. 信山社サイテック, 東京.
- 及川ひろみ・福田篤. 1995. サシバの行動圏調査. 宍塚の自然と歴史の会編「宍塚大池地域自然環境調査報告書」, 宍塚の自然と歴史の会, 169-174.
- 岡崎浩子・吉村光敏・八木令子. 1990. 千葉県立印旛手賀自然公園 5. 地形・地質, 千葉県環境部自然保護課編「自然公園自然環境調査報告書」, 61-70.
- Ontiveros, D. and Pleguezuelos, J. M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93 : 19-25.
- 大河内勇・大川畑修・倉品伸子. 2001. 道路側溝での両生類の転落死防止方法. 日本林学会誌83 (2) : 125-129.
- 大野啓一. 1990. 千葉県立印旛手賀自然公園 1. 植物, 千葉県環境部自然保護課編「自然公園自然環境調査報告書」, 1-18.
- 大沢雅彦. 1996. 自然保護と景相生態. 沼田眞編「景相生態学」, 139-148. 朝倉書店, 東京.
- Paine, R. T. 1995. A conservation on refining the concept of keystone species. *Conservation Biology* 9, 962-964.
- Preston, C. R. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *Condor* 92 : 107-112.
- Plumpton, D. L. 1997. Habitat use and time budgeting by wintering Ferruginous Hawks. *Condor* 99 : 888-893.
- 斉藤憲治・片野修・小泉顕雄. 1988. 淡水魚の水田周辺における一時的な水域への侵入と産卵. 日本生態学会誌38, 35-47.
- 酒井すみれ・藤田剛・樋口広芳・百瀬浩. 2001. 繁殖地におけるサシバ (*Butastur indicus*) の採食場所選択. 日本鳥学会2001年度大会講演要旨集, pp.130.
- 芹沢俊介. 1997. 二次的自然と絶滅危惧生物. 遺伝 別冊No.9 : 60-68.
- 森林野生動物研究会. 1997. フィールド必携 森林野生動物の調査－生息数推定法と環境解析－. 共立出版株式会社, 128pp.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83 : 247-257.
- Smallwood, J. A. 1987. Sexual segregation by habitat in American Kestrels wintering in southcentral Florida: vegetative structure and responses to differential prey availability.

- Condor* 89 : 842-849.
- Smallwood, J. A. 1988. The relationship of vegetative cover to daily rhythms of prey consumption by American Kestrels wintering in southcentral Florida. *Journal of Raptor Research* 22 : 77-80.
- Sonerud, G. A. 1992. Search tactics of a pause-travel predator: adaptive adjustments of perching times and move distances by hawk owls (*Surnia ulala*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 30 : 207-217.
- Stalmaster, M. V. and Newman, J. R. 1979. Perch-site preferences of wintering Blad Eagles in northwest Washington. *Journal of Wildlife Management* 43 : 221-224.
- 菅沼孝之. 1996. 草地保全と景相生態. 沼田真編「景相生態学」, 160-166. 朝倉書店.
- 杉原重夫. 1970. 下総台地西部における地形の発達. *地理学評論* 43 : 703-718.
- Sugiyama, K., Kurokawa, S., and Okada, G. 1973. Studies on lichens as a bioindicator of air pollution I. Correlation of distribution of *Parmelia tinctorum* with SO₂ air pollution. *Japanese Journal of Ecology* 26 : 209-212.
- 鈴木正貴・水谷正一・後藤章 (2000) 水田生態系保全のための小規模水田魚道の開発. *農業土木学会誌* 68 (12) : 19-22.
- 鈴木隆介. 1998. 建設技術者のための地形図読解入門. 第2巻低地, 554pp. 古今書院, 東京.
- 鈴木武・白鳥孝治・三好洋. 1969. 両総谷津田の土壌の性質と水稻の生育 (予報). *千葉県農業試験場研究報告* 9 : 56-61.
- Satersdal, M. and Birks, H. J. B. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. 1993. *Biological Conservation* 65 : 121-132.
- Suter, W., Graf, R. F., and Hess, R. 2002. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Avian Biodiversity: Testing the Umbrella-Species Concept. *Conservation Biology* 16 : 778-788.
- 武田恵世. 1989. 日本におけるタカの渡り. *Strix* 8 : 35-123.
- 武内和彦. 1976. 景域生態学的土地評価の方法. *応用植物社会学研究* 5 : 1-60.
- 武内和彦. 1991. 地域の生態学, 254pp. 朝倉書店, 東京.
- 武内和彦. 1994. 生態系からみた都市・農村環境計画. *都市計画* 189 : 49-53.
- 武内和彦. 2001. 二次的自然としての里山・里山. 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編「里山の環境学」, 1-9. 東京大学出版会, 東京.
- Takeuchi, K., Ide, M., Yokohari, M., and Brown, R. D. 1995. Relationships of landform and biodiversity in Landscape Ecology. *Transactions, Japanese Geomorphological Union* 16(3) : 215-225.
- 田中孝治・森哲. 2000. 日本産ヘビ類の捕食者に関する文献調査. *爬虫両棲類学会報* 2000 (2) : 88-98.
- Tarboton, W. R. 1978. Hunting and the energy budget of the Black-Shouldered Kite. *Condor* 80 : 88-91.
- 田崎忠良・牛島忠広. 1974. 土壌重金属汚染地帯による植物の生命. *生物科学* 26 (1) : 15-23.
- Thiolly, J. M. and Colbert, J. 1990. Comparative foraging adaptations of small raptors in a dense African savanna. *Ibis* 132 : 42-57.
- 時田賢一・東淳樹. 1999. 千葉県手賀沼周辺における生息地の生活環境. *我孫子市鳥の博物館調査報告書* 7 : 37-47
- 恒川篤史. 2001. 日本における里山の変遷. 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編「里山の環境学」, 39-50. 東京大学出版会, 東京.
- 辻誠治・星野義延. 1992. コナラ二次林の林床管理の変化が種組成と土壌に及ぼす影響. *日本生態学会誌* 42 : 125-136.
- 上田恵介・樋口広芳. 1988. 個体識別による鳥類の野外調査 - その意義と方法 -. *Strix* 7 : 1-34.
- 上杉哲郎. 1998. 自然環境保全の場としての里山. *ランドスケープ研究* 61(4) : 284-286.
- 呉盈瑩・藤田剛・樋口広芳. 2002. 待ち伏せ型捕食者サシバの採食 パッチ放棄に影響

- する至近要因. 日本鳥学会2002年度大会講演要旨集, pp.105.
- 鷺谷いづみ・矢原徹一. 1996. 保全生態学入門, 270pp. 文一総合出版, 東京.
- 鷺谷いづみ. 1997. 生物多様性とは何かー「危機」が生んだ科学用語. 矢原徹一・巖佐庸・遺伝学普及会編「生物多様性とその保全 生物の科学 遺伝 別冊9号」, 7-12. 裳華房, 東京.
- 鷺谷いづみ. 1999. 生物保全の生態学, 東京. 共立出版株式会社, 181pp.
- 鷺谷いづみ. 2001a. 生態系を蘇らせる, 東京. 日本放送出版協会, 227pp.
- 鷺谷いづみ. 2001b. 粗朶を通じた里山と湖沼の自然再生. 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編「里山の環境学」, 164-172. 東京大学出版会, 東京.
- 鷺谷いづみ・飯島博. 1999. よみがえれアサザ咲く水辺ー霞ヶ浦からの挑戦, 229pp. 文一総合出版, 東京.
- 渡辺仁治. 1962. 北海道常呂川の水質汚濁に対する硅藻の種類数に基づく生物指標. 日本生態学会誌12(6): 216-222.
- White, G. C. and Garrott, R. A. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*, 383pp. Academic Press, New York.
- Widen, P. 1994. Habitat quality for raptors: a field experiment. *Journal of Avian Biology* 25 : 219-223.
- 矢原徹一. 1997. 種の多様性と生物多様性. 矢原徹一・巖佐庸・遺伝学普及会編「生物多様性とその保全 生物の科学 遺伝 別冊9号」, 13-21, 裳華房, 東京.
- 山本道広・宮元均・北山了. 2000. 田んぼの住人と共生する区画整理構想と評価. 農業土木学会誌68 (12): 29-34.
- 山本勝利. 2000. 里地におけるランドスケープ構造と植物相の変容に関する研究. 農業環境技術研究報告書報告, 20: 1-105.
- 山岡景行・守山弘・重松孟. 1977. 都市における緑の創造 第2報 歴史的農業地帯における屋敷林, 二次林の生態学的役割. 東洋大学紀要 教養課程編 (自然科学) 20 : 17-33.
- 山瀬敬太郎. 1998. アカマツ二次林における

下層木伐採程度の差によるその後の植生比較. ランドスケープ研究61(5): 567-570.

安富六郎. 1995. 環境土地利用論, 280pp. 農文協, 東京.

Yosef, R. and Thomas, C. G. 1993. Effect of vegetation height on hunting behavior and diet of Loggerhead Shrikes. *Condor* 95 : 127-131.

摘 要

1. 研究の背景と目的

種を保全するためには, 生息地をさまざまな空間スケールでとらえ, 各スケールにおいて種の行動特性と環境要求性を明らかにすることが有効である. 本研究で対象とした里地に生息する中型の猛禽類サシバは, 春に日本へ渡ってくる多くの夏鳥と同様に近年個体数が減少してきている. その要因の一つとして越冬地である東南アジア各地の生息環境の悪化が指摘されている. またもう一つの要因として, 繁殖地である日本の里地自然の変容が二次的自然環境の生物多様性を低下させており, それが本種の生息に影響を与えていると考えられはじめています.

サシバの生息地は大きさと機能から4つのスケールで捉えられる. もっとも大きなスケールは, 東アジア全域の生息圏 (超マクロスケール) である. 生息圏は個々の生息地の集合体であり, その中には繁殖地・越冬地・中継地 (マクロスケール) が含まれる. さらにその中には行動圏 (メソスケール) が含まれ, 最後に行動圏内の微細環境 (ミクロスケール) が存在する. 本研究では, その中でも繁殖地である日本の里地自然に着目した.

本研究の目的は, 生息地の各スケールにおける土地環境の構造や機能とそれらの変化が, サシバの生息にどのように関係しているのかを行動特性と環境要求性を分析し, 地域生態学的なアプローチにより明らかにすることによって, 本種の保全対策を考察することである.

2. サシバの生息数変動と広域的にみた生息環境の特徴

マクロスケールからミクロスケールで捉えられる本種の一般的生息環境とそこでの生態

を広域的かつ一般化して把握することを目的とした。

1) 日本に渡来するサシバの個体数変動

沖縄県宮古諸島伊良部島で観察された個体数をもとに、1973年から2001年までの個体数変動を指数平滑化法により分析した。その結果、1973年から1985年まで大きな個体数変動は認められなかったが、1985年以降、漸減していることが明らかとなった。

2) 既往研究

これまでサシバの生態と生息環境については関西・北陸・中部・関東地方、北伊豆諸島、南西諸島で調査された。本州では雑木林と水田のある農村地帯で繁殖し、小型哺乳類から鳥類、爬虫類、両生類、昆虫類まで幅広く利用していることが示された。

3) アンケート調査

猛禽類に関心を持って調査をしている日本各地の個人、団体に対してサシバの一般的生態と生息環境について質問した。東北地方と北陸地方では、本種の生息確認地点数に変化がみられない割合が高いのに対し、それ以外の地域では生息確認地点数が減少している割合が高かった。ある地域の観察地点数の減少は、その地域における開発との関連性が強いことが等質性分析により示された。繁殖地は丘陵地に多く、繁殖地に森林と水田が含まれた観察地点は全体の74.9%におよんだ。森林では針葉樹が主な営巣木として利用され、水田環境は採食地点として利用された。繁殖地として利用された谷津田のある里地の状況は、耕作放棄田がわずかにあり、谷津田を連続した森林が取り囲んでおり、水田内の水路が未整備である特徴を有するものが多くみられた。繁殖地のほとんどが民有地であり、いかなる保護区にも指定されていないため、41.7%の観察地点が開発による繁殖への影響を受けていた。

3. メソスケールから捉えた生息環境

メソスケール以下の分析では、谷津田のある里地である千葉県印旛沼・手賀沼流域ケーススタディ地域とした。この調査地域は、サシバ1個体から数個体の行動圏が含まれる範囲である。ここでは、このメソスケールにおける本種

の生息地選択にかかわる景観構成要素の量と質について把握することを目的とした。

1) 調査対象地の自然的特性

調査対象地は台地と低地、そして台地平坦面と低地平坦面との段丘崖斜面の地形によって構成されていた。台地面は畑地や集落、低地面は谷津田、そして段丘崖は斜面林として土地利用がなされていた。

2) 生息分布と生息地点間距離および谷幅の特性

千葉県印旛沼流域鹿島川水系では22地点で生息が確認された。生息地点の多くは500~1000m間隔で点在し、生息地点の谷津田の谷幅は全体の77.3%の地点が20~80mであった。

3) 生息の有無と各景観構成要素の土地環境との関係

千葉県手賀沼流域では、生息の有無と各景観構成要素の土地環境計測値との関係について分析した。生息確認地点の谷津田面積、斜面林面積、水田耕作面積は生息未確認地点のそれらより有意に大きかった。また、生息確認地点は谷津田の面積に対する斜面林の面積比および水田耕作面積比がそれぞれ高く、さらに谷津田の周囲長に対する谷津田と斜面林の隣接長比が高い土地環境であった。そのような土地環境特性が本種の生息と強く結びついていることが判別分析によって明らかにされた。

4) 行動追跡による行動特性

千葉県印旛沼・手賀沼流域において、繁殖オス11個体についてラジオ・テレメトリ法による個体追跡調査を行なった。枝等に止まって食物動物を探索する場所（以下、パーチと呼ぶ）を地図上にプロットし、パーチでの滞在時間とパーチ間距離等を計測した。繁殖期間を通して、採食するまでそのパーチに留まった時間（採食滞在時間）のほうが採食をせず次のパーチに移るまでの時間（非採食滞在時間）よりも有意に長かった。しかし、その場合も約7分前後の短時間で次の近接パーチに移動した。また、巣からパーチまでの距離とそのパーチにおける滞在時間との間には有意な相関関係がみられなかったことから、行動圏内のすべてのパーチは、採食のためのパーチとしての機能を有していることが示唆され

た。しかし本種は、利用域の90%が巣から475m以内、また巣から75~225mの範囲にあるパーチを最も良く利用していたことから、行動圏内には集中的な利用域があることが明らかとなった。そして、位置が高いパーチほど採食地点までの水平距離が遠いという正の相関関係が認められたことから、高いパーチほど採食可能範囲が広いことが示された。さらに、繁殖期間を通して谷津田または畑等の開けた環境に接した斜面林の林縁部がパーチとして利用されることが明らかとなった。

4. ミクروسケールから捉えた生息環境

ミクروسケールの分析では、サシバの行動圏やその中の微細な土地環境における本種の環境選好性や食物動物の生息への影響について把握することを目的とした。

1) 採食地点の季節変化

採食地点を月別にまとめた結果、5月上中旬は水田や畦等の水田環境であったが、5月下旬以降は斜面林での割合が漸増し、7月上旬以降はすべて斜面林に移行した。

2) 採食地点の植生密度

植生密度を示す植被率と草丈は、採食の成否に影響を与えており、特に草丈はそれに大きく関係することが明らかとなった。また、季節の進行に伴い、水田環境は採食には不適な環境になることが示された。

3) 食物動物の発生動態

水田環境における食物動物の発生動態をセンサスした。5月上中旬はカエル類の生息密度が高く、6月上旬にはカエル類と大型昆虫等の生息密度に有意差はなく、7月上旬になると大型昆虫等の生息密度が有意に高くなった。また、目視観察と巣内のビデオ撮影による採食動物の調査の分析から、その割合は、食物動物の発生動態とほぼ同様の傾向を示した。

4) 土地環境の微細な構造とカエル類の生息との関係

主要な食物動物であるカエル類について、行動圏内の微細な環境構造の違いと生息密度との関係を分析した。パイプラインによって用水が供給され、コンクリート護岸の排水路では、ニホンアマガエルの生息密度がニホンアカガエルのそれを有意に上回った。またニホンアカガ

エル生息密度はニホンアマガエルより環境構造に左右されることが数量化Ⅰ類の分析で明らかとなった。また圃場整備の進行に伴い、ニホンアカガエルとトウキョウダルマガエルは減少する傾向があることが示された。

5. サシバ生息地の環境特性と生息地保全のための課題

繁殖地として利用した谷津田のある里地の標高は、段丘崖の斜面林が最も高く、台地面の畑や集落等が次に高く、低地面の谷津田が最も低いという垂直構造を示す。一方、水平構造は、谷幅の狭い細長い谷津田とそれに沿って斜面林が連なった特徴を呈している。あたりを俯瞰できる斜面林の中の高い木立をパーチとし、近接パーチ間を転々と移動しながら探索待伏せ型の採食行動をとり、行動圏内のほとんどを採食地点として利用する。田植え前後の谷津田は、植被率、草丈ともに低い植生密度を示すが、それらは季節とともに増加するため、食物動物を得にくい環境構造に変化する。また、非耕作地は繁殖期間を通して草丈が高いため、採食地としては適していない。季節とともに優占する食物動物はカエル類から昆虫類・甲殻類へと変化し、それに合わせて採食動物の割合も変化した。以上のことから、谷津田と斜面林が複合した特徴のある垂直構造とそれが連続した水平構造は採食地として適しており、サシバはその構造と機能が季節にもなって変化するのに順応してその環境を利用し繁殖していることが明らかとなった。

また、行動圏内に生息する主要な食物動物のカエル類は、水田の圃場整備に伴う微細環境の構造と機能の変化によって生息数に影響を受けることが明らかとなった。

以上のことから、サシバの生息地を保全するために、1) 耕作条件の良くない谷津田でも稲作を継続すること、2) 谷津田を圃場整備する際には、カエル類等の小動物の生息に配慮した構造および工法にすること、3) 谷津田に面した斜面林は分断させず残存させることの3点を提言した。

謝 辞

多くの方のお力添えやご支援がなければ、私はここに論文をまとめることはできなかったであろう。私は、博士後期課程から東京大学大学院農学生命科学研究科緑地学研究室に4年間在籍し、在籍期間中、武内和彦教授（元同大学アジア生物資源環境研究センター教授）にご指導いただいた。卒業後3年間が経過しようとしている今、地域生態学の素養もなく、できの悪い私がこうして論文をまとめることができたのは、ひとえに武内先生の辛抱強いご指導と温かい励ましがあったからにほかならない。また、同研究室の恒川篤史助教授には、研究面で有益なご指導を賜り、また、学外活動においても様々なことを教えていただいた。また、東京大学大学院農学生命科学研究科生物多様性科学研究室の樋口広芳教授には、私がサシバという鳥類を対象とした研究を始めたこともあり、研究室が異なるにもかかわらず、入学当初から実に様々なご指導を賜った。特に千葉、茨城、埼玉県をはじめ、石垣島、西表島におけるサシバの渡りや生態調査に同行させていただいたことは、野外調査における様々な見識を培うことにつながったと確信している。ただ、先生の厳しくも温かいご指導にきちんと応えてこられなかったことが悔やまれる。この三氏のご指導がなければ、研究を遂行することはできなかったと考えている。ここに厚く御礼申し上げたい。

論文の審査に際しては、東京大学大学院農学生命科学研究科保全生態学研究室の鷲谷いづみ教授、東京大学農学部附属緑地植物実験所の加藤和弘助教授より、それぞれのご専門の立場から、示唆に富むご指摘ご助言を賜った。本論文に反映できなかった部分については、今後の研究の中でより良いものにさせていきたい。

東京大学大学院農学生命科学研究科生物多様性科学研究室の森下英美子非常勤研究員には、共同研究者として、頼りになる先輩として、研究のみならず様々な相談にのっていただき、公私にわたり大変お世話になった。東邦大学理学部の長谷川雅美助教授（元千葉県立中央博物館）には、カエル類の調査法などを教えていただいただけでなく、千葉県の谷

津田におけるサシバの保全研究に関してご指南いただいた。日本鳥学会会員で東松山市在住の鳥類研究家である内田博氏には、猛禽類のラジオ・テレメトリ法について懇切丁寧にご指導していただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科の石田健助教授には、ラジオ・テレメトリ法に関する機器の操作法についてご指導いただいた。東京大学農学部緑地学研究室の北川淑子非常勤研究員には、植物サンプルの同定をしていただいたり、公私にわたりお世話になった。（財）日本野鳥の会自然保護センターの小板正俊氏、山崎宏氏、日本オオタカネットワークの遠藤孝一氏には、本論文のアンケート調査の共同研究者としてお世話になった。筑波大学社会工学系緑地環境計画研究室の横張真助教授と松浦俊也氏には、共同研究者としてお世話になった。農業環境技術研究所の守山弘博士、井手任博士には、研究を始めるに際して、地域生態学的な視点からの有益なご助言をいただいた。長崎県野生生物研究所の鴨川誠氏には、九州北部と、平戸島におけるサシバの生息調査記録をいただいた。秋田県自然保護課の泉祐一氏、環境省猛禽類保護センターの関山房平氏、京都野鳥の会の山副茂彦氏には、私信としてサシバの繁殖情報を教えていただいた。また、写真家の中野耕志氏には、調査地周辺の谷津田の写真をお借りした。

このほかにも野外調査において、非常に多くの方々にお世話になったことをここに記し、御礼申し上げたい。東京農業大学短期大学部環境緑地学科の竹内将俊助手には、サシバの野外調査に何度も同行していただき、また、研究室の学生諸氏を動員して、数多くの調査にご協力いただいた。東京農業大学短期大学部環境緑地学科の学生諸氏、東京大学農学部緑地学研究室の学生諸氏、東京大学農学部生物多様性科学研究室の学生諸氏、東邦大学理学部生態学教室の学生諸氏、大坪瑞樹氏、篠木秀樹氏、鈴木美奈子氏には、手弁当で調査を手伝っていただいた。柏市市役所の岡田雅之氏には、野外調査に使用する小型バイクを長期間にわたり快く貸していただいた。

さらに、当時研究室に在籍しておられた、一ノ瀬友博博士（現淡路景観園芸学校助教授）、

大久保悟博士（現東京大学農学部緑地学研究室助手）、山本勝利博士（現農業土木研究所）をはじめ、研究室事務職員の近藤智子氏、研究室の同級生、後輩諸氏には、研究活動に際して様々な支援や便宜をはかっていただいた。

最後に、共同研究者として、また時には良き先輩として、常に研究生活を支援して下さった、我孫子市鳥の博物館主査長（学芸員）の時田賢一氏、千葉での調査の際にホームステイをさせて下さった我孫子市在住のナチュラリストである内田聖（きよし）氏には、サシバの捕獲について手ほどきをうけた。そし

て調査の時には午前2時に起きて、朝食とお弁当をこしらえて下さった内田夫人の身（ちか）氏には、ひとかたならずお世話になった。この三氏の協力がなければ、研究を続けていくことは到底不可能であった。また、長き学生生活を経済面、精神面で支えてくれた両親と、論文、サマリーを手直ししてくれた父と妹の由理奈にも感謝したい。

以上、本研究の遂行を支えて下さった皆様に厚く御礼申し上げるとともに、御恩に報いるためにも、今後も真摯に研究に取り組んでいきたい。

(付表1) サシバ生息概況調査票

ふりがな

記入者名 _____

記入期日 199 年 月 日

連絡先住所 〒 _____

電話 _____

FAX _____

E-mail _____

個人の観察記録や資料・文献をもとに、あなたのお住まいになっている、あるいはおもに観察なさっている地域の都府県名、および北海道の場合は支庁名におけるサシバの生息および繁殖概況についてお答えください。

(1) 対象となる都府県および支庁名

_____ 都・府・県・支庁

(2) 対象都府県および支庁内でサシバが観察されたのはどの時期ですか。 *複数回答可

a) 20年以上前 (1977年以前) b) 10~20年前 (1978~1987)

c) 3~10年前 (1988~1994) d) 3年前~現在 (1995~1997) e) 不明

(3) あなたが観察されている地域で、サシバの生息数に変化はありますか。

a) 減っている (____年前頃から) b) 変わらない (____年前頃から)

c) 増えている (____年前頃から) d) 不明

(4) 対象都府県および支庁名内のサシバの生息および繁殖概況: *複数回答可

a) 留鳥 (繁殖確認) b) 留鳥 (繁殖未確認) c) 夏鳥 (繁殖確認)

d) 夏鳥 (繁殖未確認) e) 旅鳥 f) 迷鳥 g) 不明

(5) 対象都府県および支庁内で最近3年間 (1995年~1997年) にサシバが観察された市町村名を列記してください。さらにそのうち、繁殖が確認されている市町村を○で囲んで下さい。*ここでいう繁殖確認とは、営巣 (雛のいる巣)、造巣行動 (巣材集め)、繁殖行動 (求愛給餌、餌運び) あるいは巣立ち直後の雛を確認したことを指します。

(6) サシバの生息概況回答の際に参考にした資料・文献などありましたら、執筆者名・発行年・文献名・発行所 (掲載誌名) および入手方法について、ご教示ください。

(7) 生息概況が不明の場合は、対象地域のワシタカ類の生息状況に明るい方をどなたかご紹介下さい。

ご連絡先 名前 _____

電話番号 _____

住所 〒 _____

ありがとうございました。

なお繁殖を確認している場合は、別紙繁殖状況調査票にご記入下さい。

(付表2) サシバ繁殖状況調査票

No. _____

記入者名 _____ 記入期日 199 年 月 日

以下のA～Eをお読みいただいたうえで、質問にお答え下さい。

A. このアンケートでは、繁殖の可能性をつぎのレベルに分類します（渡りの時期の生息確認とは、はっきり区別します）。

- レベル1) 営巣あるいは造巣行動（巣材集め）および繁殖行動（求愛給餌、餌運び）を確認した。
- レベル2) 渡りの時期以外に対象地域で樹木や電柱などに止まっているのを2回以上観察した。あるいはペアを確認した。*対象地域とは観察地点（複数箇所ある場合はその中心）から半径約500m内の地域をさします
- レベル3) 渡りの時期以外に対象地域で飛んでいるものや鳴き声を確認した。
- レベル4) 渡りの時期以外に対象地域で姿は確認していないが、鳴き声を確認した。
- レベル5) 渡りの時期以外に対象地域で姿も鳴き声も確認していない。

B. 繁殖地を把握している場合だけご記入下さい *繁殖地とは観察地点（複数箇所ある場合はその中心）から半径約500m内で繁殖可能性がレベル1またはレベル2であった地域のことをいいます。

C. 1繁殖期・1巣ごとにお書きください。

D. 最近3年間（1995～1997年）のものについてお書きください。もしご面倒でなければ、それ以前の記録についてもご回答していただけるとたいへん助かります。

E. 選択肢のあるものは、指示のない限り最も適切な一つをお選びください。

(1) 繁殖年 19 年 繁殖地の場所： _____ 都・府・県・支庁 _____ 市町村 _____

*同一市町村内に複数繁殖地がある場合は、最後に記号（A, B など）をつけて区別してください。

(2) 繁殖可能性のレベル： a) レベル1 b) レベル2 c) レベル3 d) レベル4

(3) 繁殖地の地勢： a) 山地（山岳） b) 丘陵地（低山） c) 台地 d) 低地

(4) 繁殖地の標高： 約 _____ m *はっきりわかっている場合は数字に○をして下さい。

(5) 繁殖地の環境： a) 森林 _____ b) 伐採地 _____ c) 草地 _____ d) 水田 _____
 e) 畑 _____ f) 集落 _____ g) 市街地 _____ h) 裸地 _____ i) 河川 _____
 j) 湖 _____ k) 沼 _____ l) 海岸 _____ m) その他（ _____ ） _____ （面積の大きい順から番号をふってください） *複数選択可

★繁殖地にd) 水田があると答えた方、

(6-1) 整備状況： a) 水田は乾田で、用水路はコンクリート護岸である b) 水田は乾田で、

素堀りの用水路である c) 水田は湿田で、素堀りの用水路である d) 不明

(6-2) 形状： a) 大区画水田 b) 谷津(戸)田
b) 谷津(戸)田, と答えた方

(6-2a) 谷津(戸)田の奥行き： a) 500m未満 b) 500m~1km c) 1km以上

(6-2b) 谷津(戸)田の幅： a) 100m未満 b) 100~500m c) 500m以上

(6-2c) 谷津(戸)田の耕作状況： a) ほぼ100%水田耕作がおこなわれている b) 水田耕作のほかに休耕・耕作放棄田や畑がわずかにある c) 水田耕作のほかに休耕・耕作放棄田や畑がかなりある d) ほとんど水田耕作がされていない e) その他 ()

(6-2d) 谷津(戸)田周辺の林の状態： a) 谷津(戸)田の周りとその背後も樹木に覆われている(森の中に谷津(戸)田がある状態) b) 谷津(戸)田の周りに沿ってほぼ連続した斜面林が残っているが、その外側は畑や住宅地などに利用されている c) 谷津(戸)田の周りに沿って斜面林が残っているが、ところどころで住宅や道路などによって斜面林は分断されている d) 谷津(戸)田の周りに沿ってわずかな斜面林しか残っていない e) 谷津(戸)田の周りにほとんど樹木はない

★営巣確認をされた方におうかがいします

(7) 繁殖段階とその確認時期：

(7-1) 造巣期： a) 3月上旬 b) 3月中旬 c) 3月下旬 d) 4月上旬 e) 4月中旬 f) 4月下旬 g) 5月上旬 h) 5月中旬 i) 5月下旬 j) 6月上旬 k) 6月中旬 l) 6月下旬 m) それ以降 n) 不明

(7-2) 産卵期： a) 3月上旬 b) 3月中旬 c) 3月下旬 d) 4月上旬 e) 4月中旬 f) 4月下旬 g) 5月上旬 h) 5月中旬 i) 5月下旬 j) 6月上旬 k) 6月中旬 l) 6月下旬 m) それ以降 n) 不明

(7-3) 孵化期： a) 4月上旬 b) 4月中旬 c) 4月下旬 d) 5月上旬 e) 5月中旬 f) 5月下旬 g) 6月上旬 h) 6月中旬 i) 6月下旬 j) 7月上旬 k) 7月中旬 l) 7月下旬 m) それ以降 n) 不明

(7-4) 育雛期： a) 5月上旬 b) 5月中旬 c) 5月下旬 d) 6月上旬 e) 6月中旬 f) 6月下旬 g) 7月上旬 h) 7月中旬 i) 7月下旬 j) 8月上旬 k) 8月中旬 l) 8月下旬 m) それ以降 n) 不明

(7-5) 巣立ち期： a) 6月上旬 b) 6月中旬 c) 6月下旬 d) 7月上旬 e) 7月中旬 f) 7月下旬 g) 8月上旬 h) 8月中旬 i) 8月下旬 j) それ以降 k) 不明

(8) 巣立ち雛数： a) 0羽 b) 1羽 c) 2羽 d) 3羽 e) 4羽 f) 不明

(9) 営巣木の樹種： a) アカマツ b) スギ c) ヒノキ d) その他の針葉樹 ()
e) 落葉広葉樹 () f) 常緑広葉樹 () g) その他 ()
h) 不明

- (10) 営巣木の状態： a) 健全 b) 不健全 c) 枯死
- (11) 営巣木の周辺の環境（半径約10m内）： a) 落葉広葉樹林の中 b) 常緑広葉樹林の中
c) 針葉樹林（含植林）の中 d) 針広混交林の中 e) 林縁で水田と接している f) 林縁で農道以外の道路と接している g) 林縁で住宅と接している h) 林縁で河川と接している i) 林縁で畑と接している j) その他（ ）
- (12) 営巣木の樹高（と巣までの高さ）： 約 _____ m（ _____ m）*はっきりわかっている場合は数字に○をして下さい。
- (13) 営巣木の胸高直径： 約 _____ cm *はっきりわかっている場合は数字に○をして下さい。
- (14) 架巣タイプ： a) 又型（幹の又上の部分） b) 樹幹型（幹から横枝が張りだした部分） c) 枝先型（幹から1m以上離れた枝先） d) その他（ ）
- (15) 繁殖地の土地所有の状況： a) 民有地 b) 公有地 c) 不明
- (16) 繁殖地の保護区の指定状況： a) 未指定 b) 鳥獣保護区 c) 鳥獣保護区特別保護地区 d) 銃猟禁止区域 e) その他（ ） f) 不明
- (17) 繁殖における人の影響の有無と内容：
有・無 内容

- (18) 繁殖地における開発の影響や可能性の有無と内容：
有・無 内容

- (19) 繁殖失敗の有無と考えられるその理由：
有・無 理由

- (20) 繁殖地におけるその他の問題点：
有・無 内容

★これまでに採食行動を観察された方におうかがいします（複数回答可）

- (21) 捕っていた食物： a) カエル類（種名 _____） b) トカゲ類（種名 _____）
c) ヘビ類（種名 _____） d) バッタ類（種名 _____）
e) 甲虫類（種名 _____） f) セミ・トンボ類（種名 _____）
g) その他の昆虫類（種名 _____） h) ネズミ・モグラ類（種名 _____）

i) 小鳥類 (種名) j) その他 ()

(22) 採食場所: a) 水田 (圃場) b) 畦 c) 農道 d) 車道 e) 土手 f) 水路 g) 河原 h) 斜面林 i) その他 ()

★その他について

(23) オオタカやその他の鳥類との種間関係の有無とその内容. 例: サシバが捕食されていた, なわばりから追い出される行動を目撃した, など

有・無 内容

(24) その他特記すべきこと:

★最後に

#繁殖地の詳しい地点を地形図におとせますか?: a) はい b) いいえ

#その地形図のコピー (図幅名と縮尺を一緒に) を送っていただくことは可能ですか?:

a) はい b) いいえ

#もしあらためて詳細をお聞きすることになった場合には差し支えありませんか?:

a) はい b) いいえ

以上で, アンケートはすべて終了しました. たくさんの質問項目にお答えくださり, 誠にありがとうございました. みなさまから寄せられた結果は, 慎重に取り扱うとともに, サシバとその生息地の保全に役立てるようにつとめることとお約束いたします.

アンケート実施者

Conservation of the Gray-faced *Buzzard* *Butastur indicus* and its habitat
: a landscape ecological study

Atsuki Azuma

Summary

1. Background and purpose

To conserve a species we must have a good understanding of its habitat on various scales, and we must clarify the behavioral characteristics and environmental requirements of the species on each of these scales. The Gray-faced Buzzard is a medium-sized bird of prey that lives in rural landscapes in Japan. Its numbers, like those of many other tropical migratory birds that come to Japan from Southeast Asia etc. in spring, have declined in recent years. Destruction of the buzzard's habitat in its wintering grounds in Southeast Asia is one of the reasons for this decline. Another reason may be that changes in the Japanese rural landscape that have reduced ecological diversity in the buzzard's breeding areas are having a serious effect on its survival. The Gray-faced Buzzard's habitat can be viewed on 4 scales in terms of size and function. On the biggest scale is the super-macrohabitat, which covers the whole of East Asia, i.e. the entire range of the bird. Contained within this super-macrohabitat are macrohabitats (breeding places, wintering grounds, and migration pathways); mesohabitats (the buzzard's home range within the macrohabitat); and microhabitats (smaller areas within the home range in which prey live). I focused on the rural landscapes that are the buzzard's breeding places in Japan. My aim was to clarify the relationship between the Gray-faced Buzzard's habitat and the structure and function of land systems and the changes within them. I adopted a landscape ecological approach by analyzing the bird's behavior and environmental requirements in an effort to develop a suitable conservation strategy.

2. Macrohabitat analysis

In this chapter, I outline the general habitat ecology of the Gray-faced Buzzard at the macro-, meso-, and microhabitat scales.

a) Previous studies

In previous studies the habitat ecology of the Gray-faced Buzzard has been investigated in the Kansai, Hokuriku, Chubu, and Kanto districts of Honsyu, the Northern Izu Islands, and the Southwestern Islands of Japan. The buzzard's breeding grounds in the rural landscape include coppices and paddy fields in the Honsyu region. The birds prey widely upon small mammals, birds, reptiles, amphibians, and insects.

b) Fluctuation of the population of Gray-faced Buzzards in Japan

I used an exponential smoothing method to analyze fluctuations in the buzzard population from numbers observed on Irabu Island in the Miyako Islands of Okinawa- Prefecture, Southwestern Japan between 1973 and 2001. The population of the birds did not have great fluctuations, and was almost constant from 1973 to 1985 and decreased gradually from 1985 on.

c) Questionnaire survey

Our research group used a questionnaire to survey naturalists about the bird's habitat ecology. Although the numbers of buzzards in the Tohoku and Hokuriku regions had increased, those in other regions had decreased. Homogeneity analysis revealed a relationship between reductions in the numbers of birds in an area and local development. The birds' breeding grounds are located mostly in hilly areas. Of the points

within breeding habitats at which birds were observed, 74.9% were in woodlands and paddies. The buzzard favored conifers in woodlands as nesting trees, and captured food around the nearby paddy fields. In rural landscapes where there were paddy fields on the valley floors, it is not uncommon to see abandoned paddy fields surrounded by woodlands. Quite often, these abandoned paddies are surrounded by eroded drainage canals. According to the questionnaire, most of the buzzards' habitat was privately owned and unprotected from development; in 41.7% of the observation areas development was considered to have had an effect on breeding.

3. Mesohabitat analysis

I studied rural landscapes in the rice-growing areas of Tega Marsh and Inba Marsh in northern Chiba-Prefecture, central Honsyu, Japan. There are several home ranges of the buzzard in these areas. I aimed to understand the amount and balance of the landscape elements in relation to the buzzard's choice of habitat on this scale.

a) Natural features of the research area

The landforms in the research area can be divided into 3 categories: uplands, woodlands on terrace scarps, and paddy fields on valley floors. The uplands are used mostly for cropping and rural housing.

b) Distribution of habitats, distances between habitats, and valley width

Buzzard habitats were confirmed at 22 points around the Kashima River system in the Inba Marsh. Many of the habitat's point were distributed at intervals of 500-1000 m. The valleys were 20 to 80 m wide at 77.3% of the survey points.

c) Relationship between the presence of buzzards and landscape element values

I analyzed the relationship between the presence of buzzards and some landscape element values in Tega Marsh. Areas in valley-floor paddy fields, in woodlands on terrace scarps, and on rice farms where buzzards were confirmed to live were significantly larger than non-habitat areas. Moreover, at the confirmed habitat points the ratio of woodland areas and rice farms to that of valley-floor paddy fields was high. Further, the ratio of the length of the paddy field - woodland interface to the perimeter of the paddy field was high at these confirmed habitat points. Discriminate analysis revealed that the buzzard's choice of habitat was relevant to such features of the land system.

d) Home range monitoring by radio telemetry

I attached radio transmitters to 11 breeding male buzzards, and during the breeding season I studied how the birds used rural landscapes featuring valley-floor paddy fields in the catchment of the Inba and Tega marshes. On a map I plotted the places where buzzards perched to search for prey, timed how long the birds stayed on each perch, and measured the distances between perches. Throughout the breeding season, the length of time the male buzzards spent perching in the one place before feeding was significantly longer than that spent on a neighboring perch not looking for food. However, even in that case, buzzards moved to neighboring perches after only a short time (about 7 min). There was no correlation between the distance from the nest to each perch and the time spent at that perch. In summary, the amount of time the male buzzard spent at each perch was similar to that spent on searching for food at each perch. Perches had a long and narrow distribution along the wooded hillsides. Although the longest distance from nest to perch was 1150 m, over 90% of distances were shorter than 475 m. Because buzzards often used perches at a distance of 75 to 225 m from the nest, it became clear that there was a concentrated feeding region in the buzzard's

home range. The height of the perch was significantly positively correlated with the horizontal distance to the feeding site; with a high perch the potential range for feeding was wide. In addition, throughout the breeding period the buzzards perched in areas where wooded hillsides bordered open environments such as valley-floor paddy fields or cropping fields.

4. Microhabitat analysis

I aimed to determine the birds' preferred environment and its influence on the abundance of prey within the home range.

a) Seasonal variation in choice of feeding places

By totaling up the number of feeding points month after month, I found that the buzzards changed feeding places according to the season. Buzzards fed in the paddy fields in mid- to early May after the rice planting, and began hunting in the wooded hillsides after late May, when the rice had grown too tall for hunting in. After the beginning of July, 100% of the birds' time was spent in the woodlands.

b) Vegetation structure at feeding places

Vegetation structure, as indicated by the level of vegetative cover and, in particular, plant height, was related to suitability as a feeding place. It was only immediately after the rice planting that the buzzards could hunt in the paddies. As the rice began to grow and the paddy fields became unsuitable for feeding, the buzzards moved into the woodlands.

c) Population dynamics of prey

I investigated the amount of prey in the paddy field environment. In mid- to early May, the population density of frogs was high. In the first 10 days of June the population number of densities of frogs and insects were almost equal, and in the first 10 days of July the numbers of insects rose significantly. Observations and video recordings of prey brought back to the nests revealed similar trends.

d) Relationship between microhabitat structure and population density of frogs

I analyzed the differences in microhabitat structure in some home ranges of the buzzard and their relationship to the population density of frogs, the buzzard's main food animal. In paddy fields where irrigation was supplied by pipelines carrying water from a distance and the water was drained in concrete canals, the population density of the Japanese Tree Frog, *Hyla japonica*, was significantly higher than that of the Japanese Brown Frog, *Rana japonica japonica*. From mathematical quantification theory class I, it became clear that the population density of *R. japonica japonica* was influenced more than that of *H. japonica* by the microhabitat structure. In addition, it was shown that the numbers of *R. japonica japonica* and *R. porosa porosa* tended to decrease as farmland consolidation progressed.

5. Ecology of the buzzard's habitat and proposals for its conservation

The rural landscapes featuring valley-floor paddy fields are structured vertically into woodlands on terrace scarps, croplands and settlements on the upland side, and paddy fields on the lowland side. The horizontal structure of the landform is characterized by long, narrow valley-floor paddy fields adjoining woodlands on terrace scarps. When a buzzard is searching for food, it perches at the top of a tall tree, where it has a good view of the surrounding landscape and can look for prey. While moving between neighboring perches, the buzzard has foraging behavior of searching and lying in ambush for its prey. Almost all of the perches used by the buzzards in their home ranges were used as feeding places. In the rice-planting season

the paddy fields on the valley floor have a low vegetation structure, but as the plants start to grow it becomes difficult for the buzzards to hunt. Because the height of the grass in uncultivated paddies is high throughout the breeding period, such places are not suitable as feeding grounds. The birds' prey changed from frogs to insects and crustaceans after the rice-planting season.

So, to summarize, 2 aspects of the buzzard's habitat - the vertical structure of valley-floor paddy fields overlooked by woodlands on terrace scarps, and the horizontal structure whereby both landscape elements are contiguous - make it a suitable feeding ground. In concluding how buzzards are adapted to the structure and function of the rural landscape and its seasonal changes, it became clear to me that the population density of frogs, the main prey of buzzards in their home range, was in turn influenced by changes in the structure and function of microhabitats brought about by the consolidation of paddy fields.

Consequently, to preserve the habitat of the buzzard, I have 3 proposals, as follows: 1) continue rice farming, even in those valley-floor paddy fields that are less desirable for cultivation; 2) in the process of consolidation of valley-floor paddy fields, adopt structures and construction methods that take into consideration the habitat needs of prey animals such as frogs; and 3) maintain the integrity of the woodlands on the terrace scarps overlooking the valley-floor paddy fields.

Laboratory of Conservation Biology Department of Environmental Science Faculty of Agriculture, Iwate University. 3-18-8, Ueda, Morioka, Iwate, 020-8550, Japan.