

### 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  $35^{\circ} 40\sim 51'$ 、東経  $140^{\circ} 0\sim 17'$  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 *Castanopsis cuspidata*、シロダモ *Neolitsea sericea* 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なった。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のようなになる。

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

本種の生息が確認された地点の谷津田の谷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%



- 100m未満
- 100m以上200m未満
- 200m以上300m未満
- 300m以上500m未満
- サシバ生息確認地点

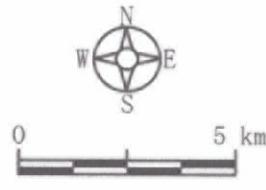


図3-1 千葉県印旛沼流域鹿島川および手操川水系におけるサシバの生息地点。サシバの生息地点は1997～1998年4～6月の生息確認調査にもとづく。地図は、50mDEMを用いた谷底低地抽出・分類手法5により松浦ら（2002）が作成したものを引用。

であった。

## (2) 生息と谷津田の谷幅との関係

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 ( $\log(x+1)$ )

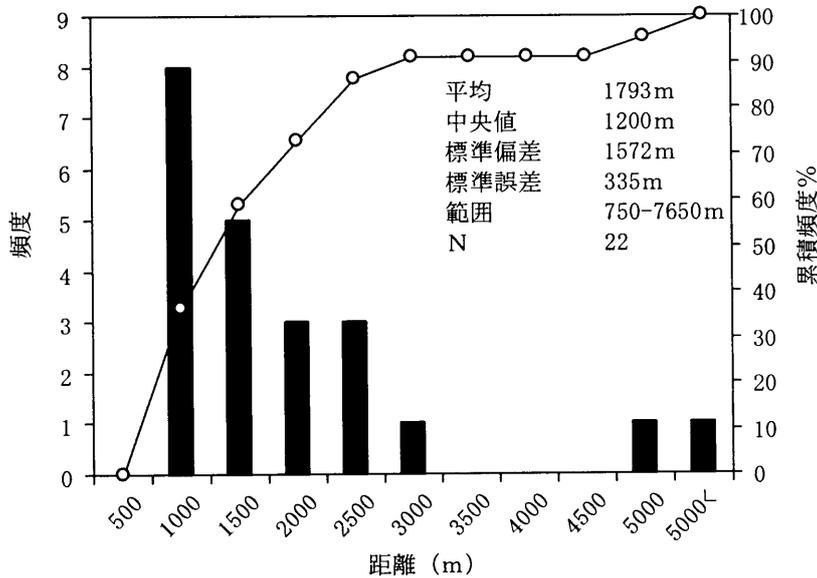


図3-2 千葉県印旛沼流域鹿島川水系におけるサシバの生息確認地点間の最小距離の頻度分布。階級を500m間隔として示す。1997年4月24日から6月2日までの延べ7日間のデータにもとづく。

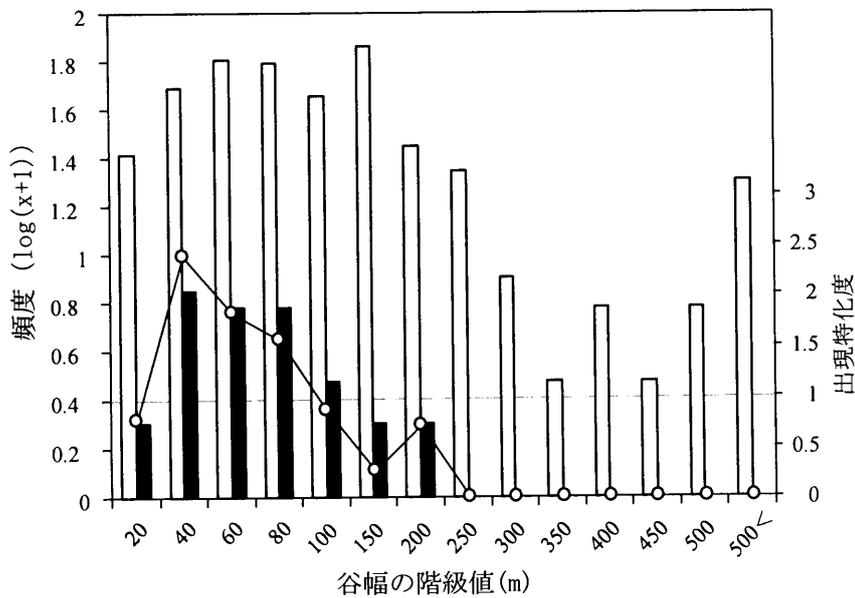


図3-3 鹿島川流域の谷津田におけるサシバの生息地点の谷幅の頻度と出現特化度。谷幅の階級値は0m以上100m未満を20m間隔に、100m以上を50m間隔とした。□は流域全体の谷幅、■はサシバの生息が確認された地点の谷幅、○は出現特化度をそれぞれ示す。1997年4月24日から6月2日までの延べ7日間の生息確認調査結果にもとづく。

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  $100 \pm 28.9$ 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  $50 \pm 16.5$ 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なった。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。

## (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 ヶ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

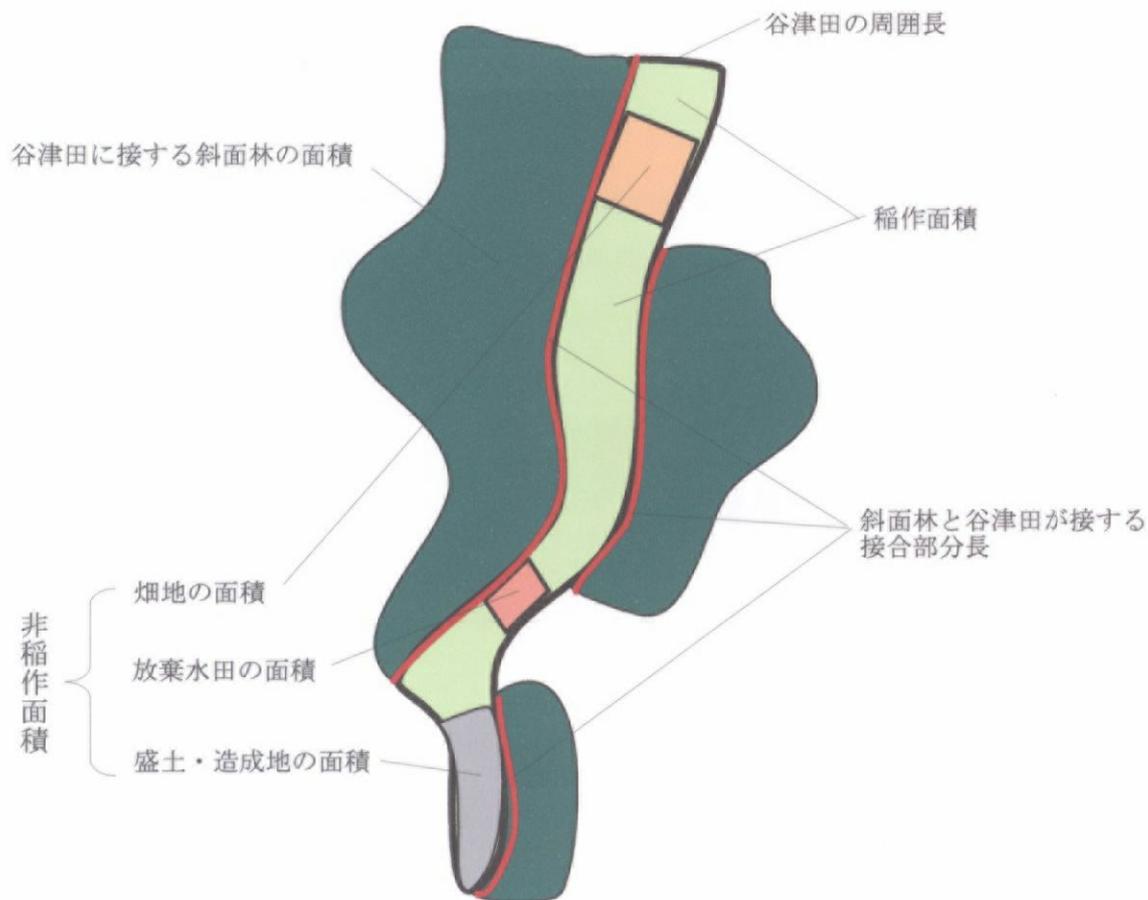


図3-4 サシバが生息する谷津田のある里地における各景観構成要素と計測した土地環境の模式図。

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。

### 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 ヲ所の調査地点のうち、本種の生息が確認された地点は 9 ヲ所、確認されなかつた地点は 13 ヲ所であつた (図 3-5)。

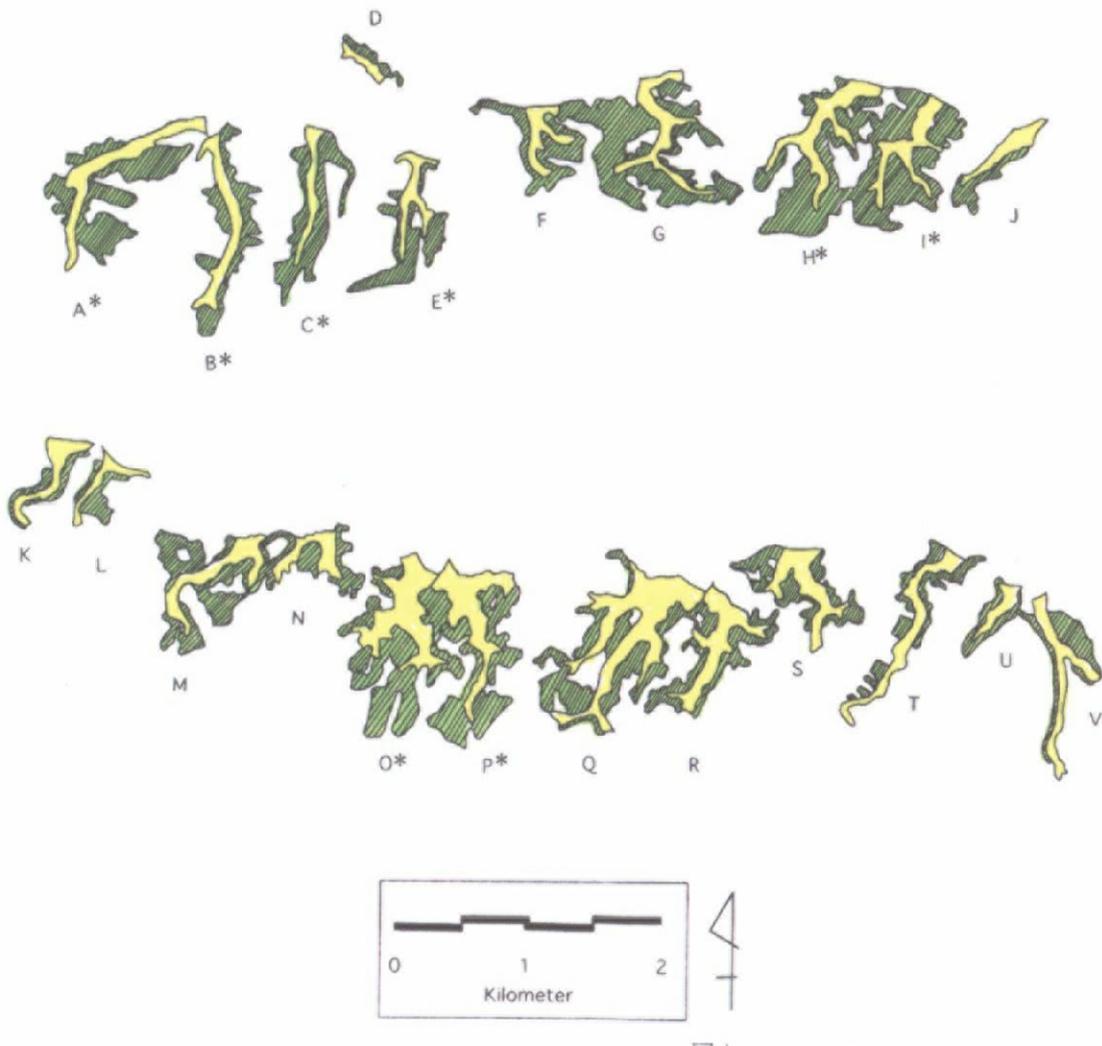


図3-5 千葉県手賀沼流域の調査地における谷津田と斜面林の配置。黄色が谷津田、緑色が斜面林、\*がサシバの生息確認地点をそれぞれ示す。

#### (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

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 <sup>2</sup>	谷津田周囲長km	斜面林面積km <sup>2</sup>	水田耕作面積km <sup>2</sup>	非水田耕作面積km <sup>2</sup>	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	0.77	0.23
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 <sup>2</sup>	谷津田周囲長km	斜面林面積km <sup>2</sup>	水田耕作面積km <sup>2</sup>	非水田耕作面積km <sup>2</sup>	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。

積 0.1km<sup>2</sup> (10ha), 斜面林面積 0.22km<sup>2</sup> (22ha), 水田耕作面積 0.09km<sup>2</sup> (9ha), 非水田耕作面積 0.04km<sup>2</sup> (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 ( $z=-2.59$ ,  $p<0.01$ ), 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。

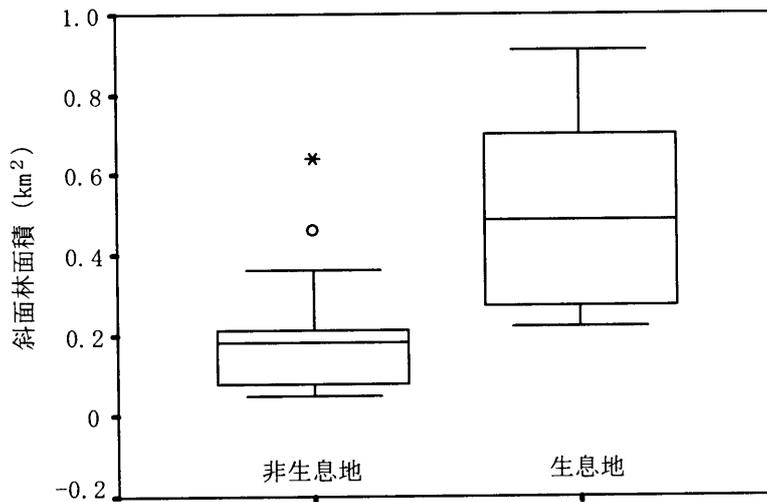


図3-6 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における斜面林面積の比較。\*は極値，○は外れ値を示す。

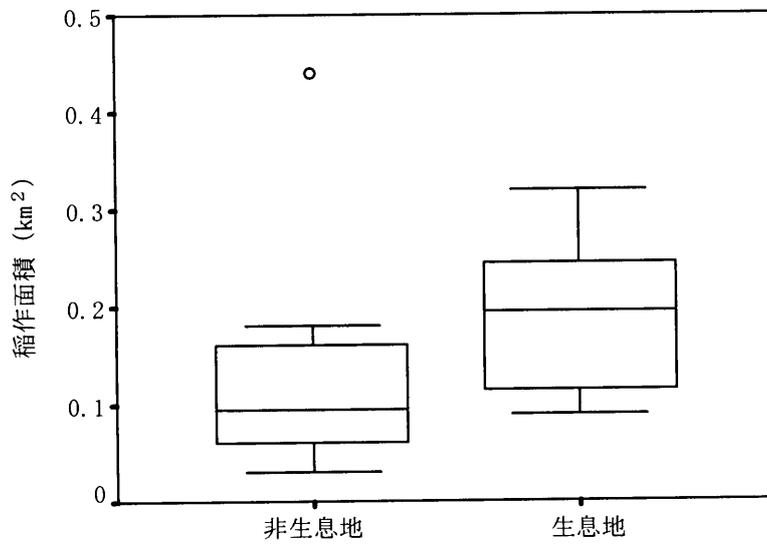


図3-7 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における稲作面積の比較。○は外れ値を示す。

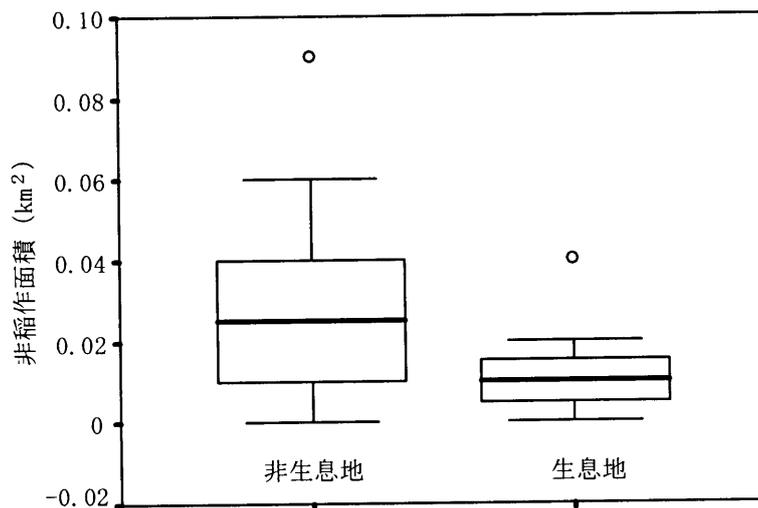


図3-8 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における非稲作面積の比較。○は外れ値を示す。

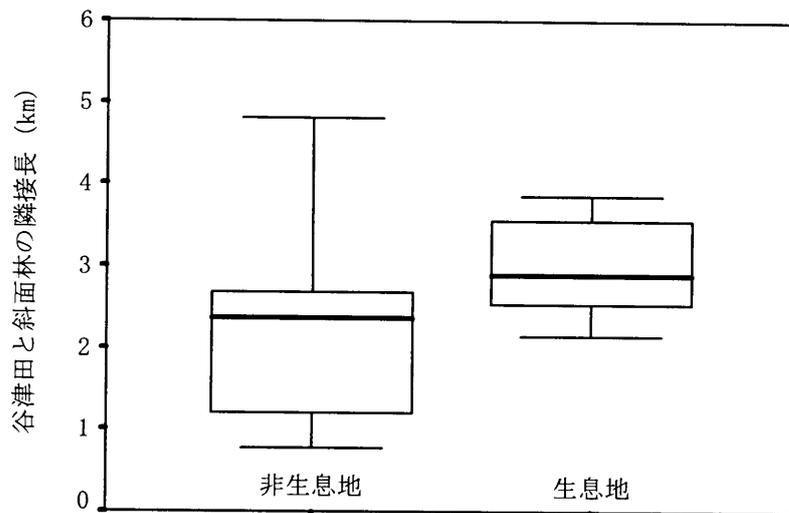


図3-9 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における谷津田と斜面林の隣接長の比較.

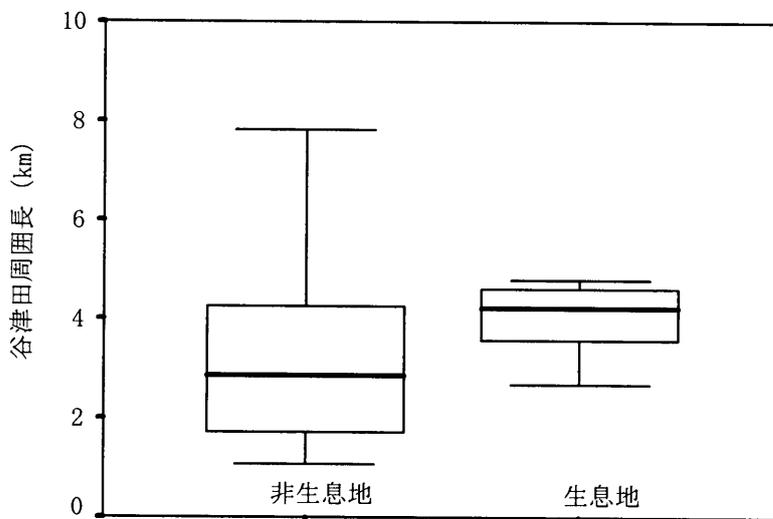


図3-10 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における谷津田周囲長の比較.

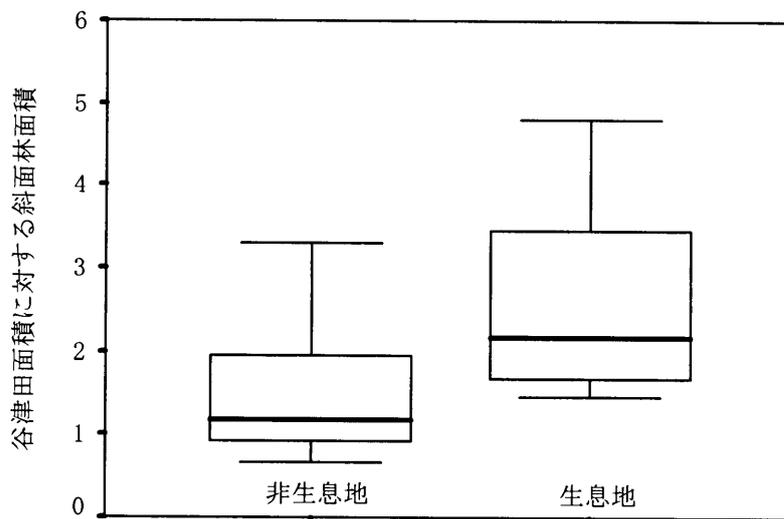


図3-11 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における谷津田面積に対する斜面林面積の比較.

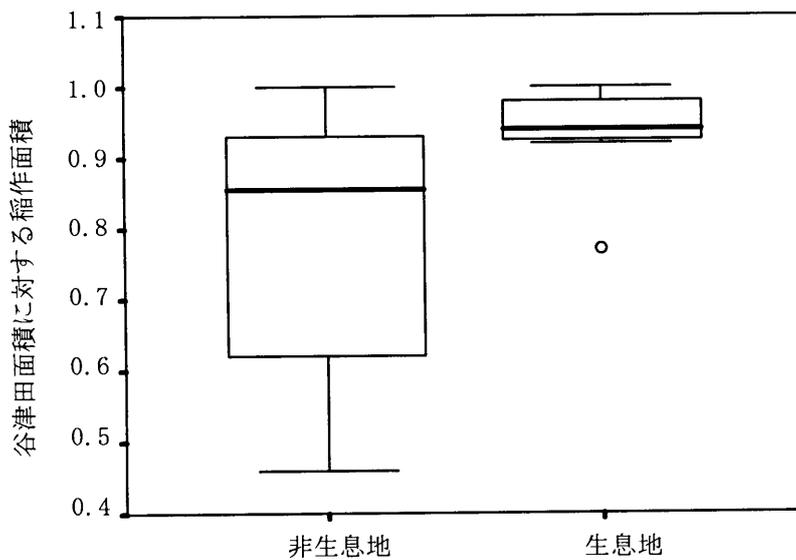


図3-12 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における谷津田面積に対する稲作面積の比較.

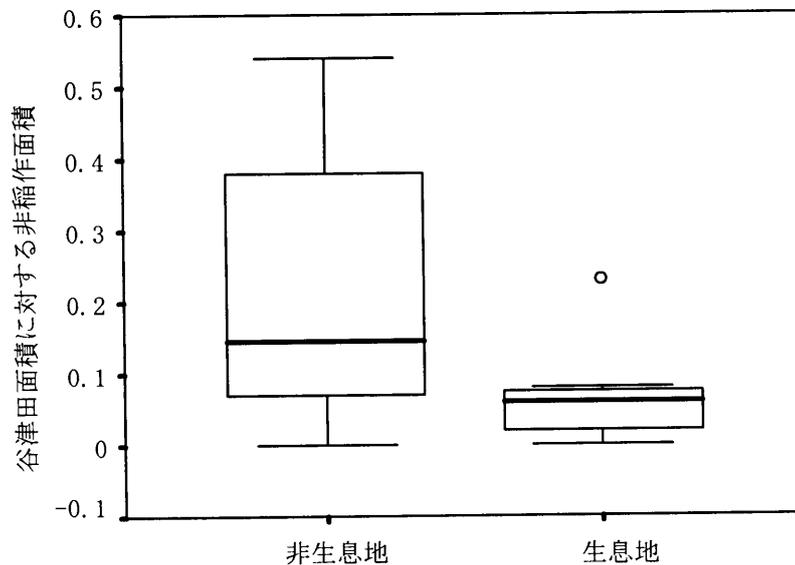


図3-13 サシバの生息確認地点と非生息確認地点における谷津田面積に対する非稲作面積の比較. ○は外れ値を示す.

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'  $\lambda=0.72$ ,  $p<0.05$ , 判別率=72.7%).

### 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 ヲ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 ヲ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  $0.1\text{km}^2(10\text{ha})$ ,  $0.22\text{km}^2(22\text{ha})$ ,  $0.09\text{km}^2(9\text{ha})$  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、繁殖期を通し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・土地利用的特徴は第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Y0，調査地K0，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が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 か月以上必要である。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、罠の流出は密猟を誘発する恐れがあること、また罠の使用にはある程度の習熟が必要なことから罠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.



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送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 (電波減衰期) 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 Y0、調査地 K0、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 ヲ所で追跡調査を行なった。この年は繁殖期間中に 4~5 回調査が可能なように、1 ヲ所あたり 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、「パーキング・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いる地点は含めない。パーキング・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の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

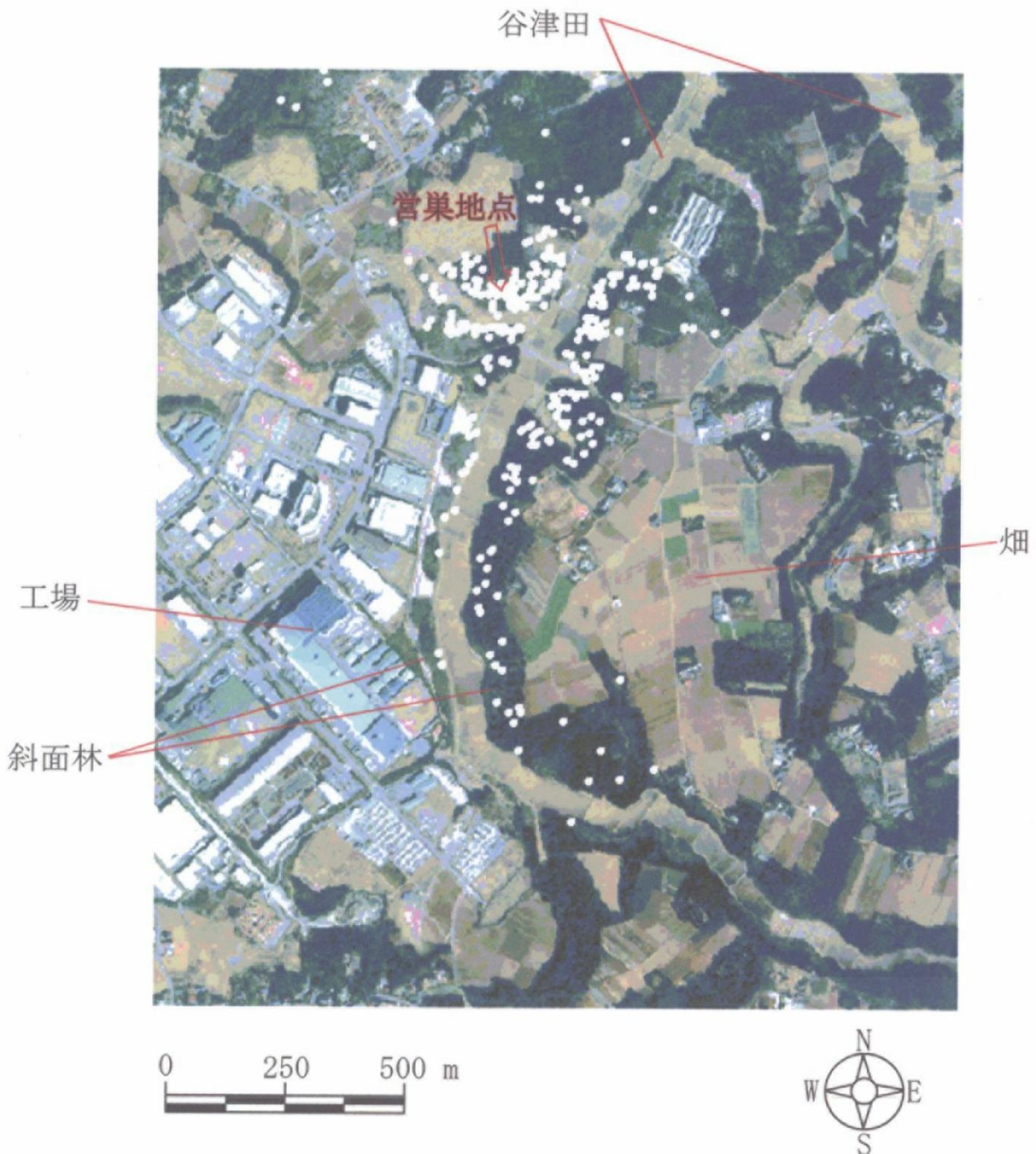


図3-15 千葉県印旛沼流域鹿島川水系佐倉市NYにおけるサシバ繁殖オスの全調査期間におけるパーチの分布. 白丸がパーチを示す. 1997年5月29日, 6月5日, 6月22日, 6月28日, 7月9日, 7月15日, 7月21日のラジオ・トラッキング終日調査にもとづく.

表3-3 千葉県佐倉市NYにおける繁殖期のサン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	% <sup>1)</sup>	パーチング数	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.

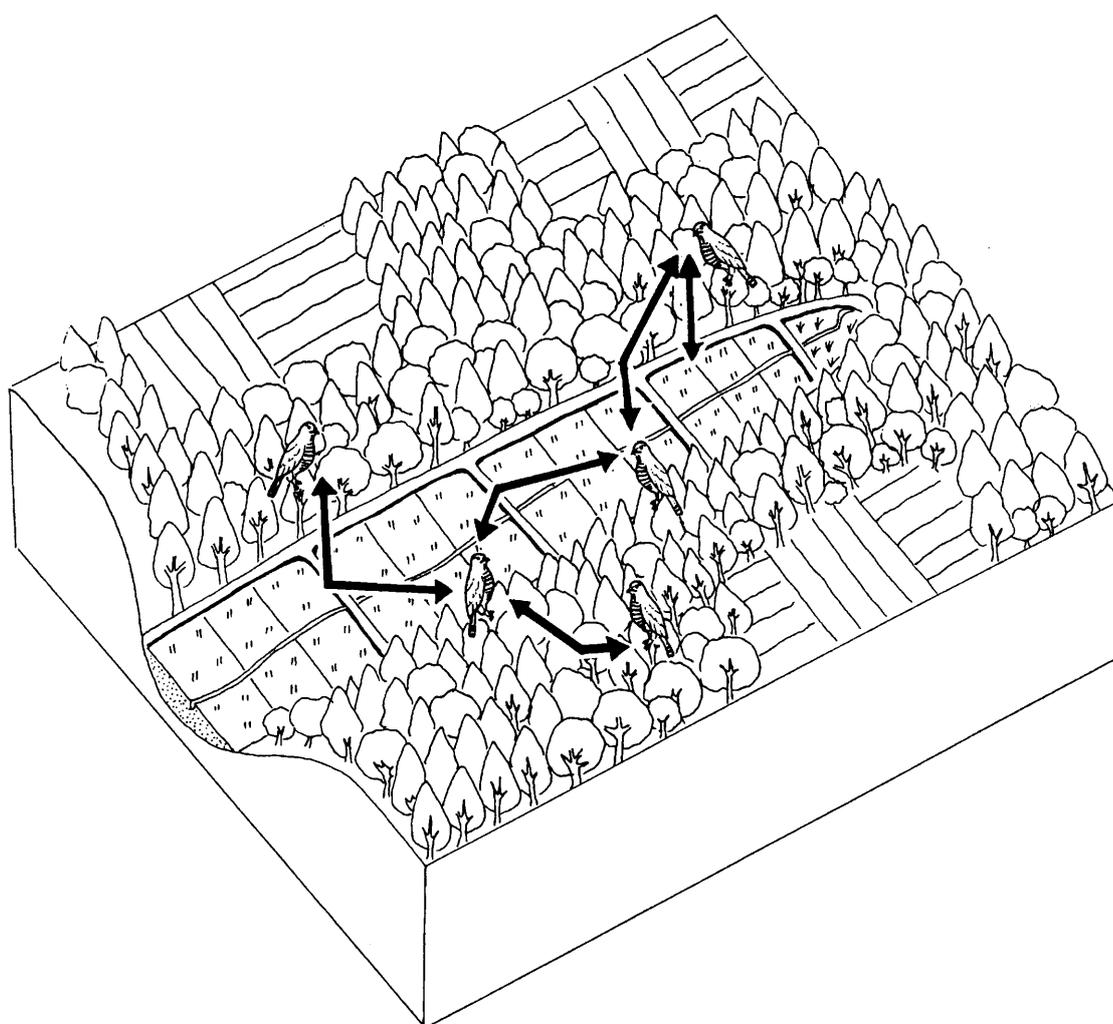


図3-14 谷津田のある里地におけるサンバの代表的な採食行動の模式図. 谷津田に面した斜面林の林縁部に止まり, 谷津田の畦等にいる小動物を見つけ, パーチから飛び降りて捕食する. そのあと, パーチのあった側や対岸の斜面林に移動する行動がよく観察される. また, 7月以降は斜面林の樹冠部の葉上の小動物をよく利用する.

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  $205 \pm 82\text{m}$ （ $\pm$ 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  $66 \pm 8$  カ所（ $\pm$ 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  $7.0 \pm 1.4$  分（ $\pm 95\%$ 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  $10.0 \pm 2.9$  分（ $\pm 95\%$ 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  $6.0 \pm 1.6$  分（ $\pm 95\%$ 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

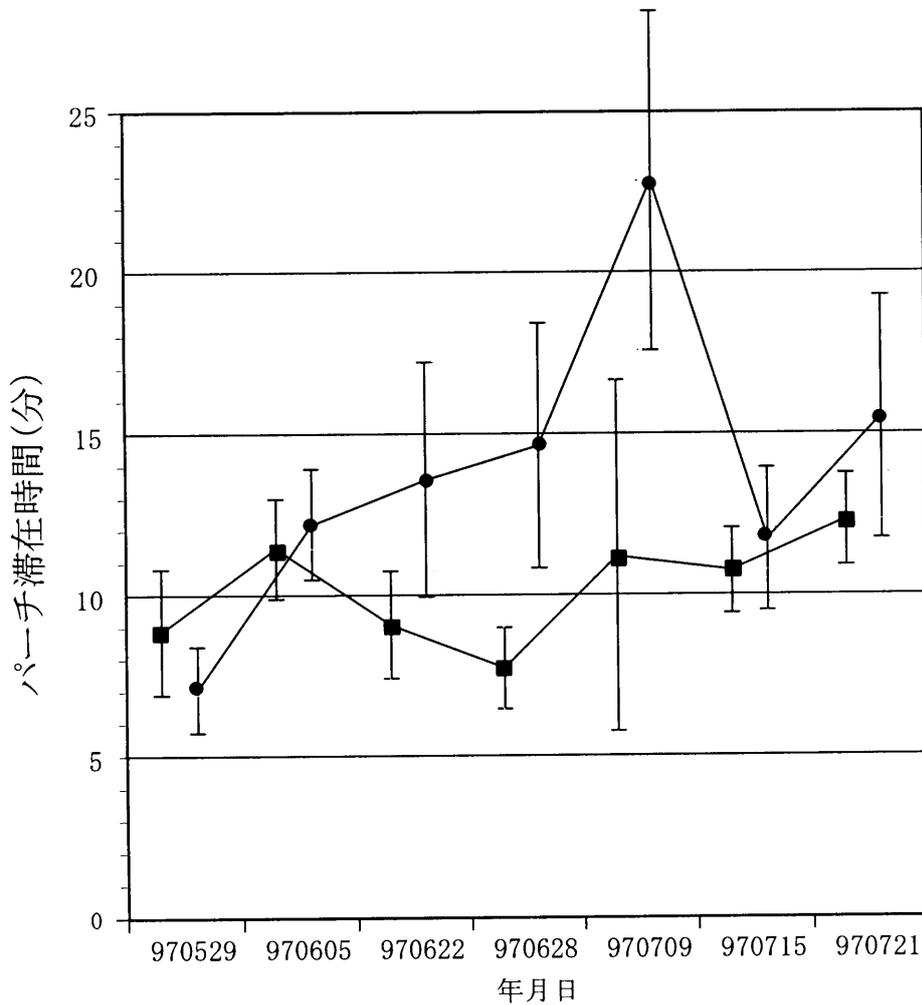


図3-16 サシバ繁殖オスのパーチにおける滞在時間の季節変化. -●-は採食するまでそのパーチを離れない時間 (採食滞在時間), -■-は現パーチで採食をせず次のパーチに移るまでの時間 (非採食滞在時間) の平均値を示す. 縦棒は標準誤差を示す. 1997年5月29日~7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく.

( $z=-1.67$   $p=0.10$ ) .

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仕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

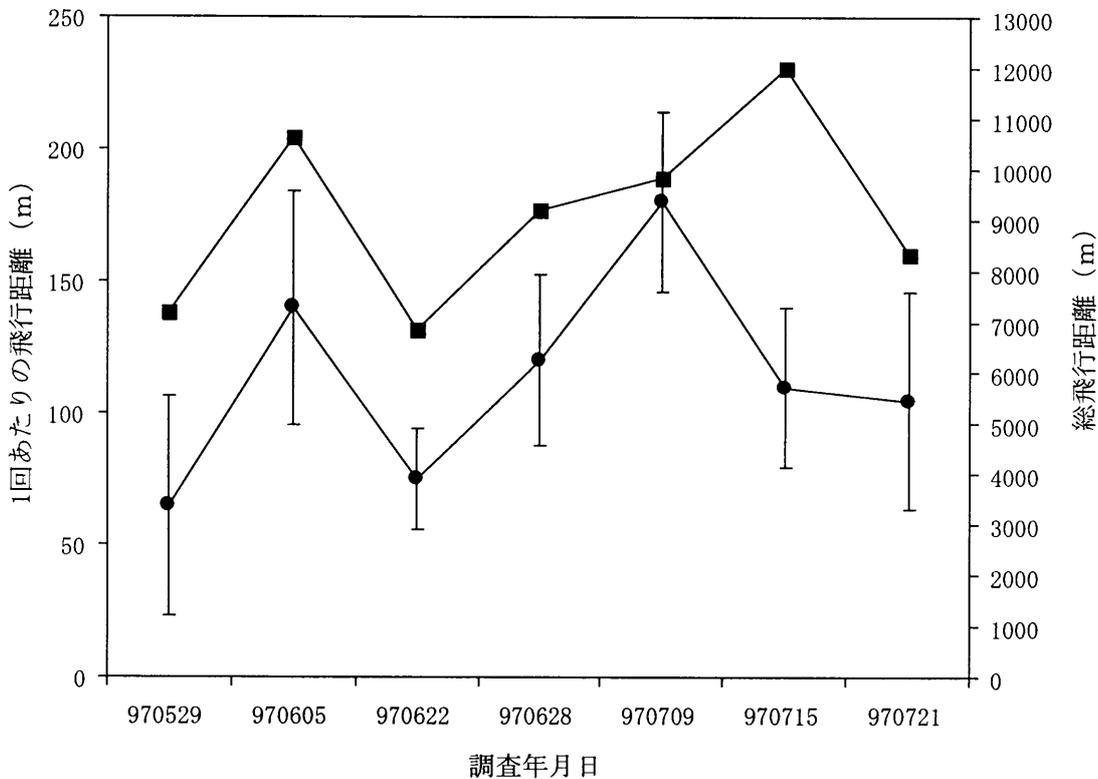


図3-17 サシバ繁殖オスの1日の1回あたりの飛行距離の中央値と総飛行距離の季節変化. ●は飛行距離, ■は総飛行距離, 1回あたりの飛行距離の縦棒は95%の信頼区間を示す. 1997年5月29日, 6月5日, 6月22日, 6月28日, 7月9日, 7月15日, 7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく.

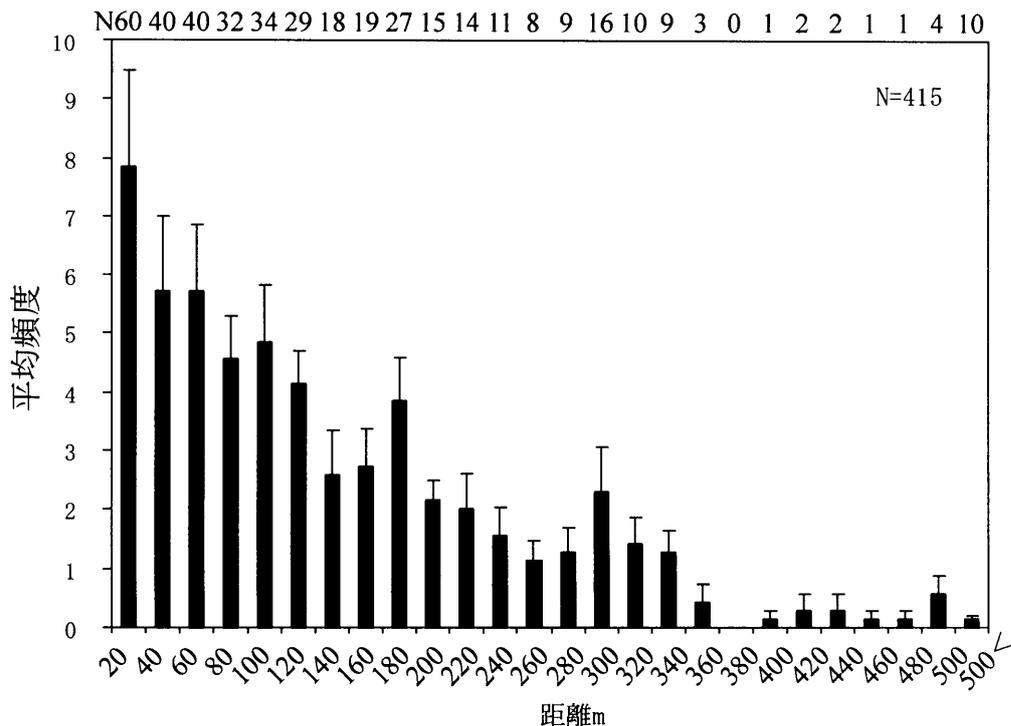


図3-18 サシバ繁殖オスの1回あたりの飛行距離のヒストグラム。階級に占める1日あたりの平均頻度を示す。飛行距離の階級は20m間隔とした。ただし給仕のための飛行は含まない。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。縦棒は標準誤差を示す。

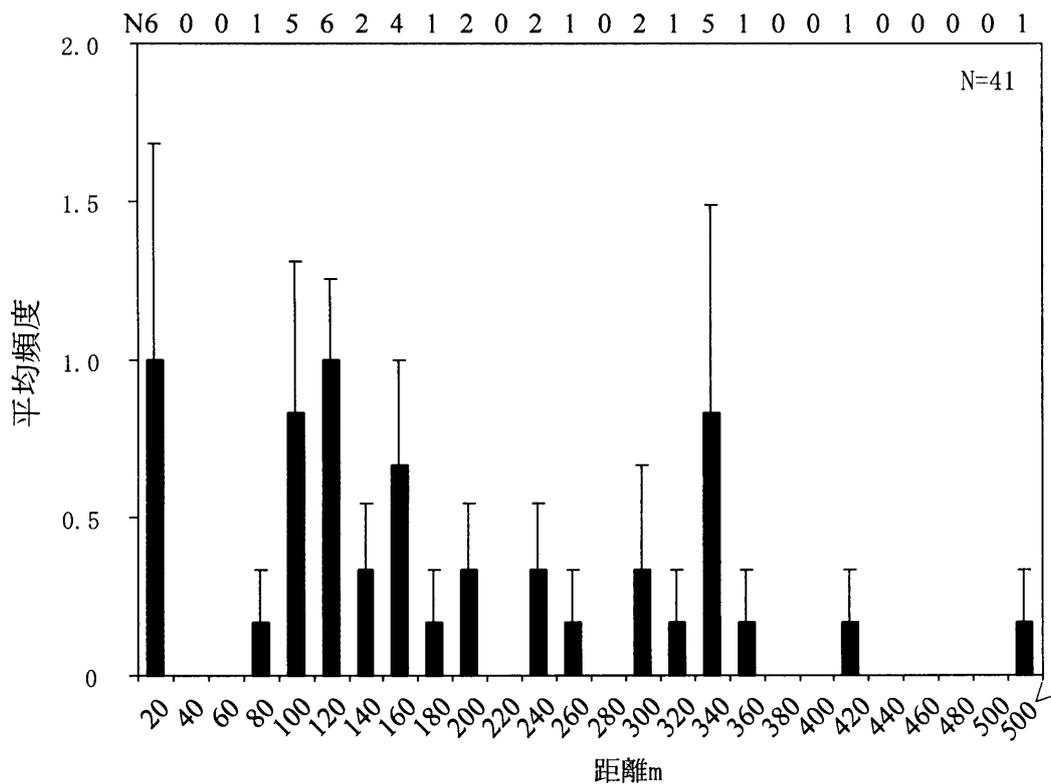


図3-19 サシバ繁殖オスの採食に成功した直前のパーチから巣までの給餌のために飛行した距離のヒストグラム。階級に占める1日あたりの平均頻度を示す。飛行距離の階級20m間隔とした。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。縦棒は標準誤差を示す。

### 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 $105 \pm 13.1$ m ( $\pm 95\%$ 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1150m、最頻値285m、中央値 $215 \pm 19.9$ m ( $\pm 95\%$ 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 $6.0 \pm 1.2$ m ( $\pm 95\%$ 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 $6.0 \pm 2.3$ m ( $\pm 95\%$ 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

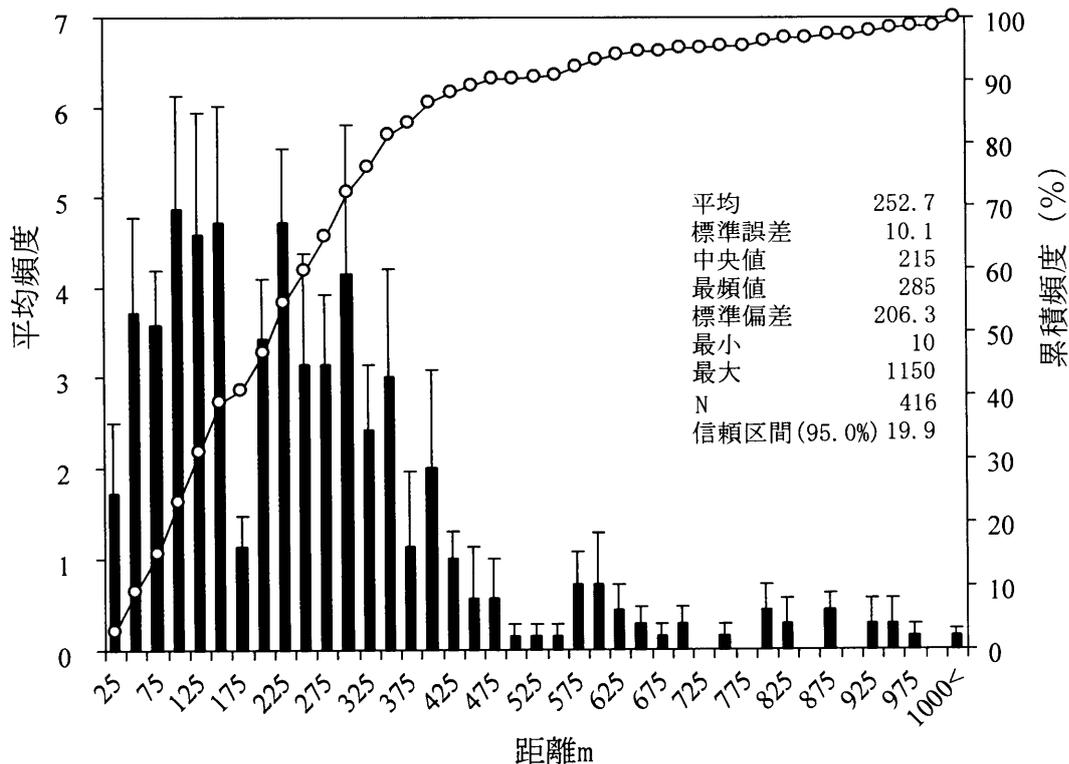


図3-20 サシバ繁殖オスのパーチから巣までの距離のヒストグラム。階級に占める1日あたりの平均頻度■と累積頻度○ (%)を示す。距離の階級は25m間隔とした。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオトラッキングデータにもとづく。縦棒は標準誤差を示す。

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。

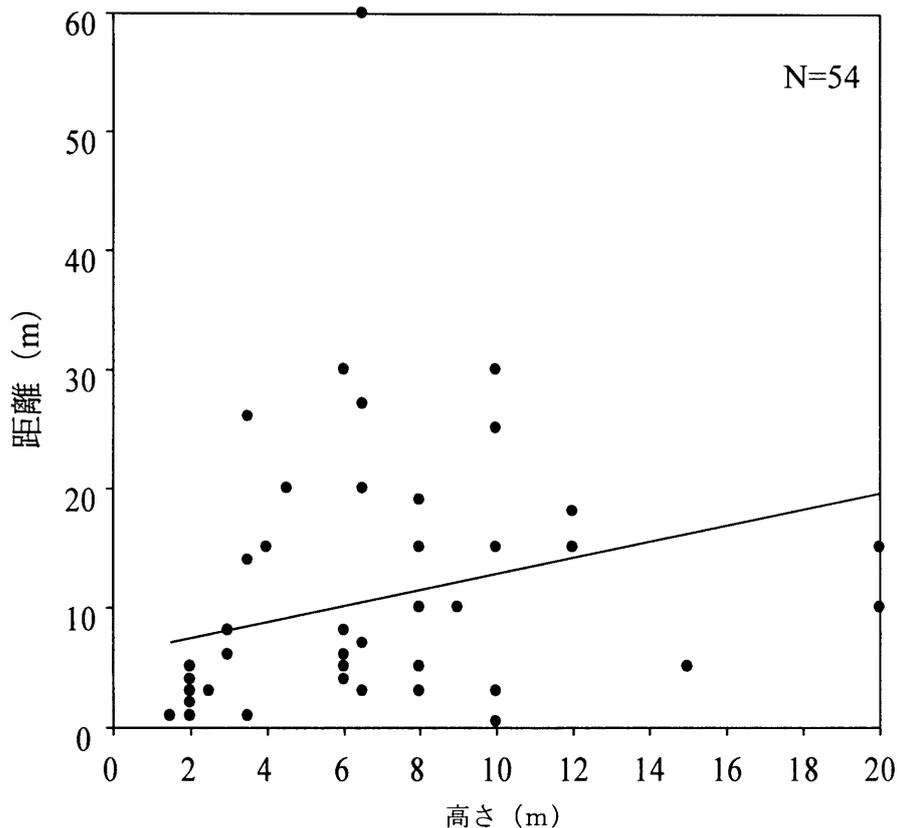


図3-21 サシバ繁殖オスのパーチの高さと捕食地点までの水平距離との関係。パーチの高さは地面からの垂直距離を目測で、水平距離は測量用テープと目測を併用して計測した。計測階級は3m以上を1m、3m未満の場合を0.5mとした。棒は単回帰直線を示す。1997～1999年の5～7月の期間の延べ44日間に、サシバの採食行動の確認ができた地点において採取したデータにもとづく。

## (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カ所の調査地全てで、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 $14.2 \pm 4.6$ 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 $0.25 \pm 0.05$  ( $\pm 95\%$ 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

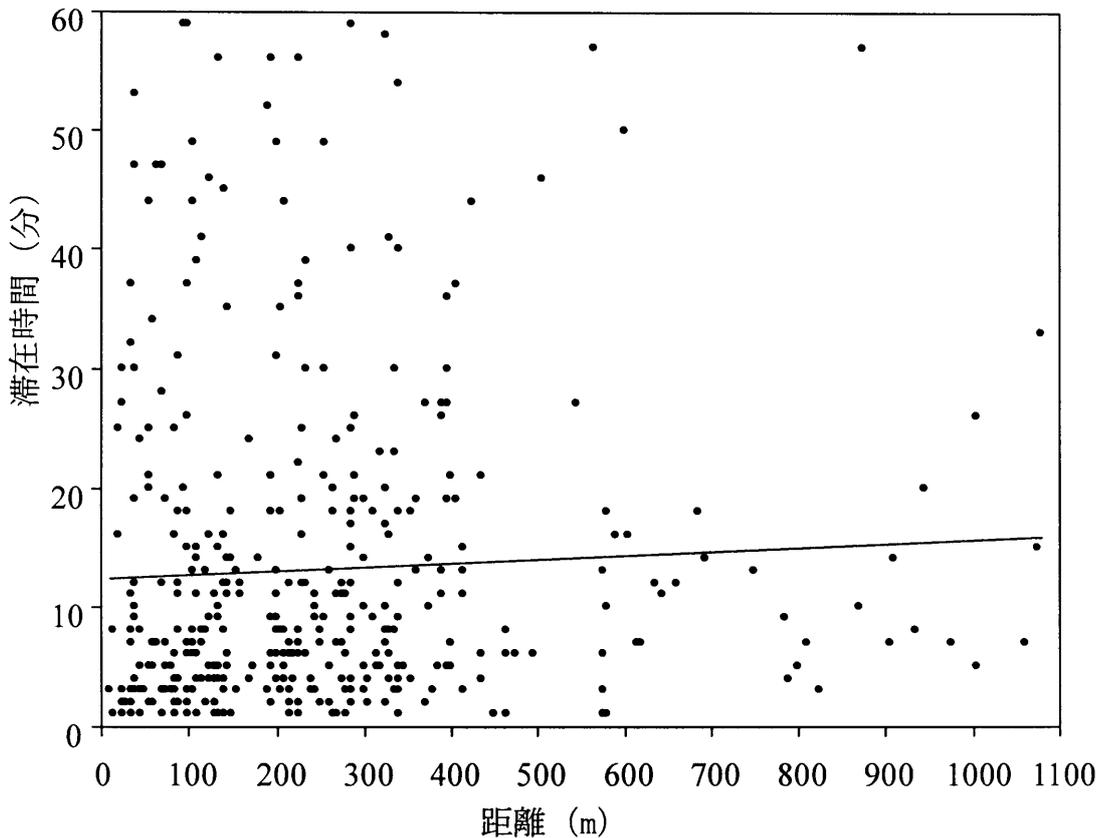


図3-22 サシバ繁殖オスのパーチから巣までの距離とパーチでの滞在時間との関係。1997年5月29日、6月5日、6月22日、6月28日、7月9日、7月15日、7月21日の終日ラジオ・トラッキングデータにもとづく。棒は単回帰直線を示す。

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。

#### 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

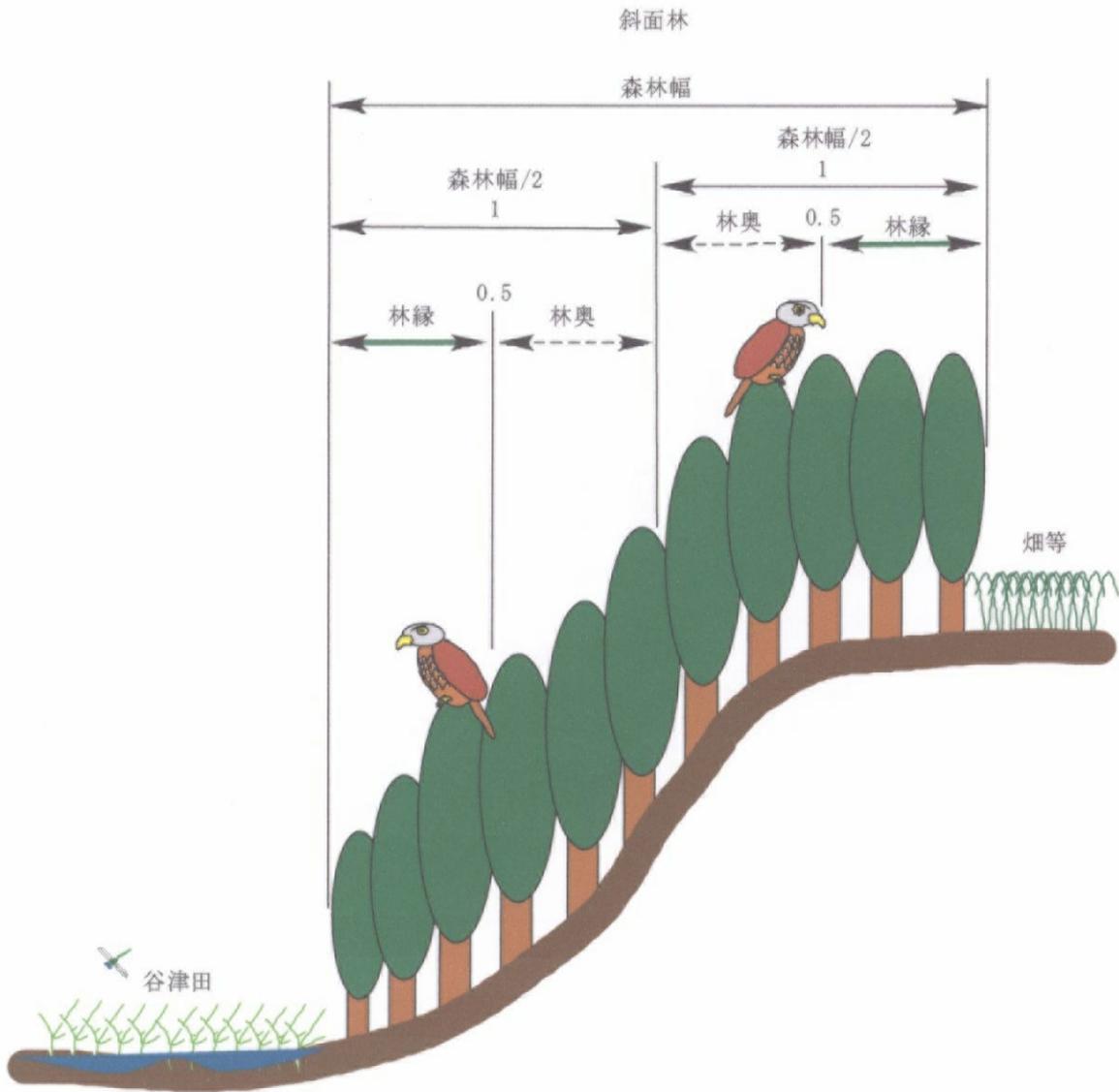


図3-23 斜面林におけるパーチと林縁率のイメージ図. パーチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比を林縁率とした.  $<0.5$ のとき林縁,  $>0.5$ のとき林の中央部(林奥)にパーチしていることを示す.

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.

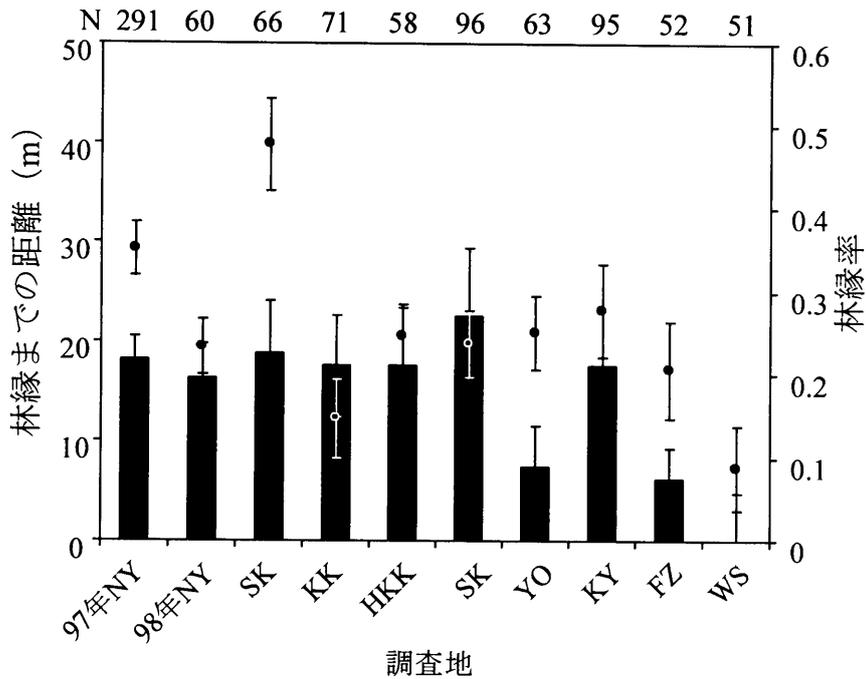


図3-24 各調査地におけるパッチから林縁までの平均距離と林縁率. パッチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比を林縁率とした. <0.5のとき林縁, >0.5のとき林の中央部(林奥)にパッチしていることを示す. 1997年5月~7月, 1998年5月~7月までの延べ50日間のデータにもとづく. ■は林縁までの距離の中央値, ●は林縁率の中央値, 縦棒は95%信頼区間を示す.

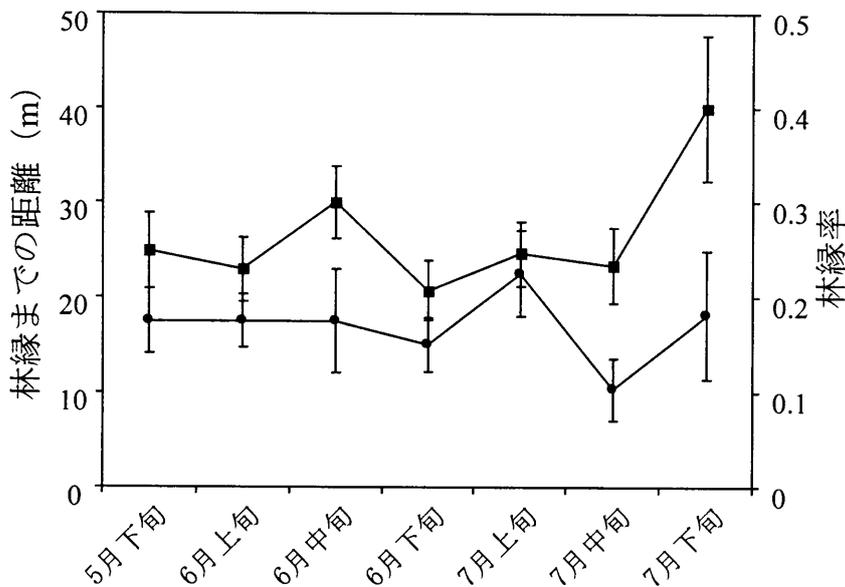


図3-25 パッチから林縁までの距離と林縁率の季節変化. パッチを含めた最短森林幅の2分の1の値を1としたときの林縁までの距離の比を林縁率とした. <0.5のとき林縁, >0.5のとき林の中央部(林奥)にパッチしていることを示す. 1997年5月~7月, 1998年5月~7月までの延べ50日間, 10か所のデータにもとづく. ■は林縁率の中央値 (N=1217), ●は林縁までの距離の中央値 (N=951), 縦棒は95%の信頼区間を示す.

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高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には、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のかを分析する。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のかを分析する。第3節では、巣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 K0, 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 ヶ所とした。

### (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 ヶ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ごとに記録したが, 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。一ヵ月間を上旬 (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, 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 ヶ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。

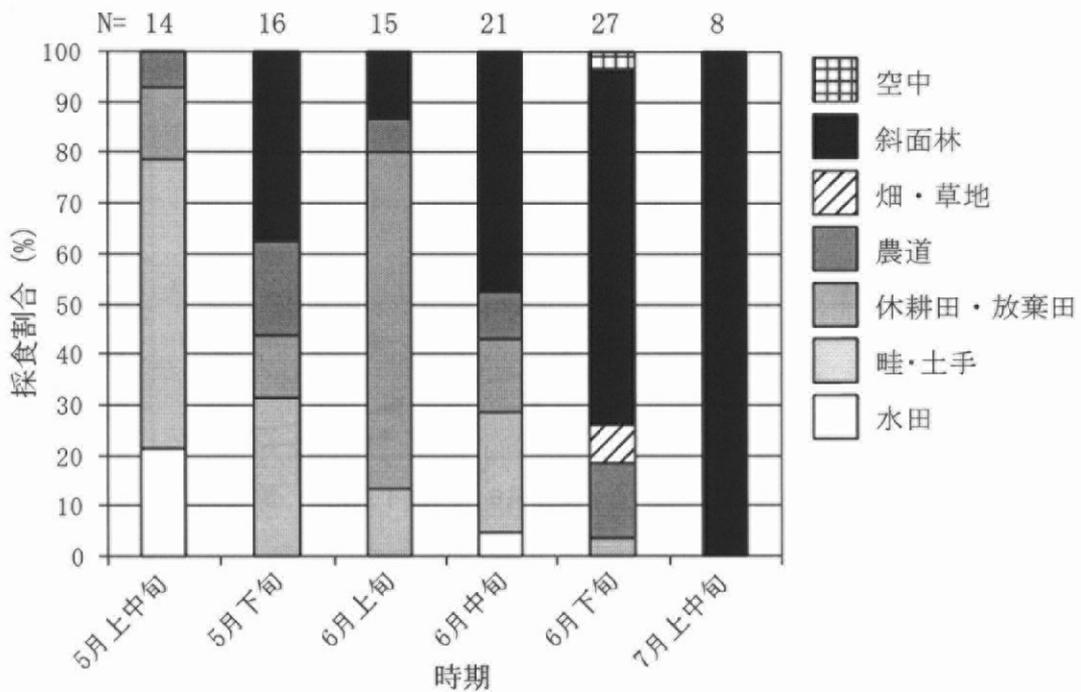


図4-1 千葉県印旛沼手賀沼流域の谷津田のある里地におけるサシバの採食地点の景観構成要素の季節変化. 1-10日を上旬, 11-20日を中旬, 21日以降を下旬とした1997~99年の延べ37日間の直接目視観察およびラジオ・トラッキングによる目視観察にもとづく. Nは, 観察延べ個体数を示す.

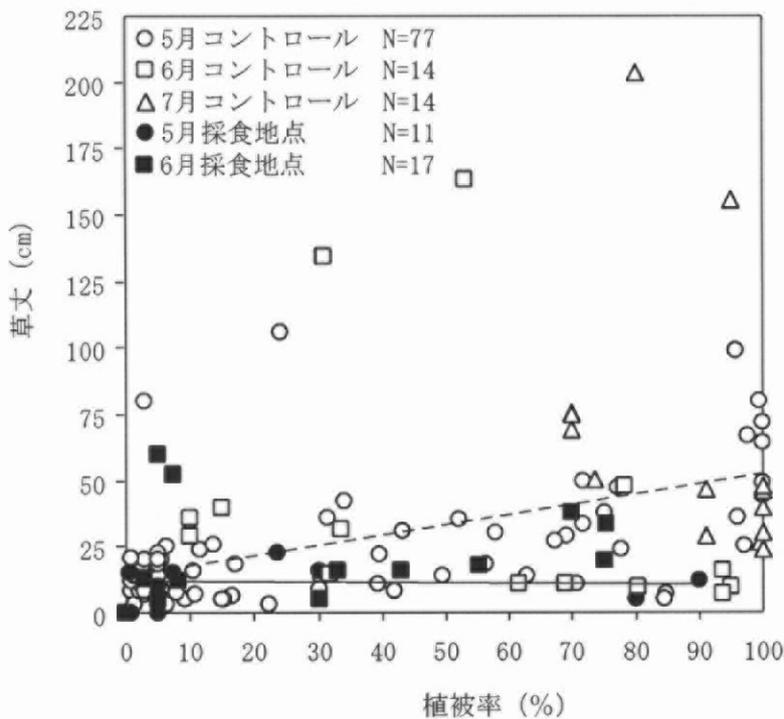


図4-2 サシバの採食地点およびコントロール地点の植被率と草丈の関係. 実線はサシバの採食地点, 破線はコントロール地点の植被率と草丈の単回帰直線を示す. サシバの採食地点は1997~1999年の5~7月の延べ44日間のデータ, コントロール地点は1999年5~7月の期間の延べ7日間のデータにもとづく.

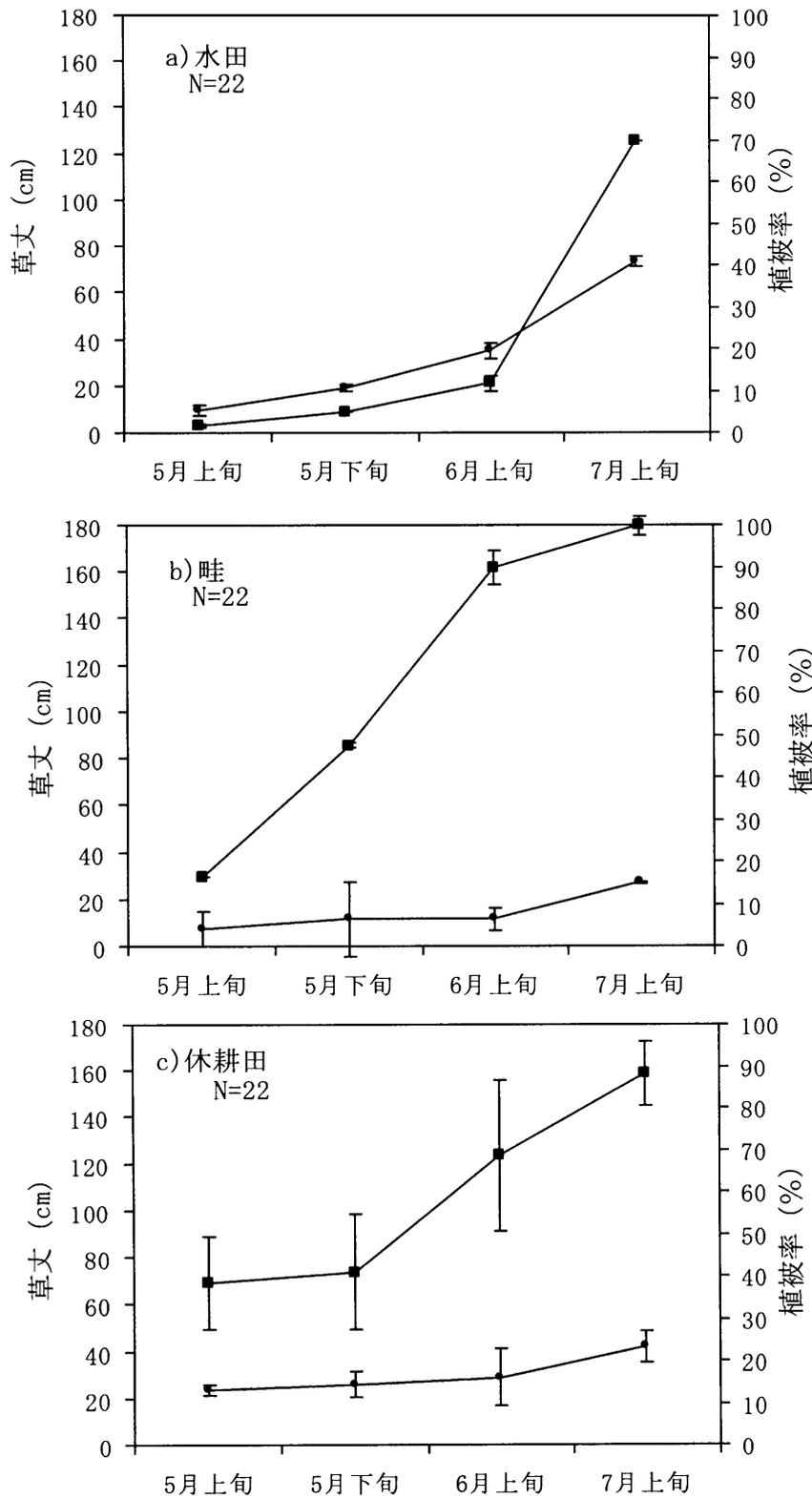


図4-3a, b, c 水田と畦のコントロール地点における植被率と草丈の季節変化. 1999年 5~7月の延べ7日間のデータにもとづく. 5月上旬は3日, 8日, 9日, 5月下旬は21日, 23日, 6月上旬は6日, 7月上旬は4日. ■は植被率, ●は草丈, 縦棒は標準誤差を示す.

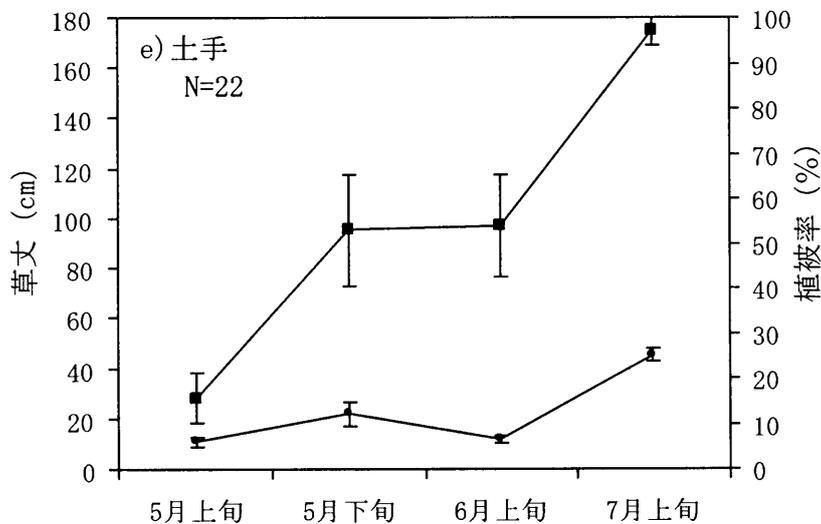
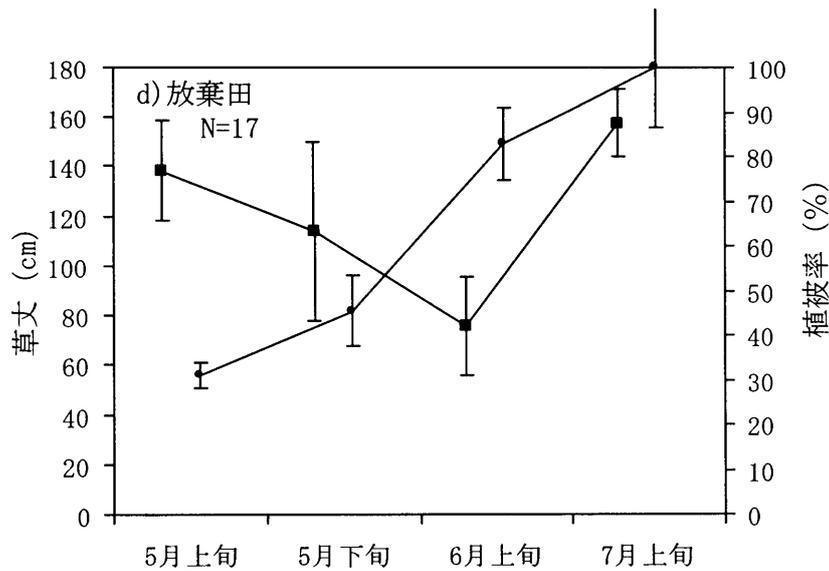


図4-3d, e 放棄田, 土手のコントロール地点における植被率と草丈の季節変化. 1999年5~7月の延べ7日間のデータにもとづく. 5月上旬は3日, 8日, 9日, 5月下旬は21日, 23日, 6月上旬は6日, 7月上旬は4日. ■は植被率, ●は草丈, 縦棒は標準誤差を示す.

## (2) 採食地点の植生密度

サン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

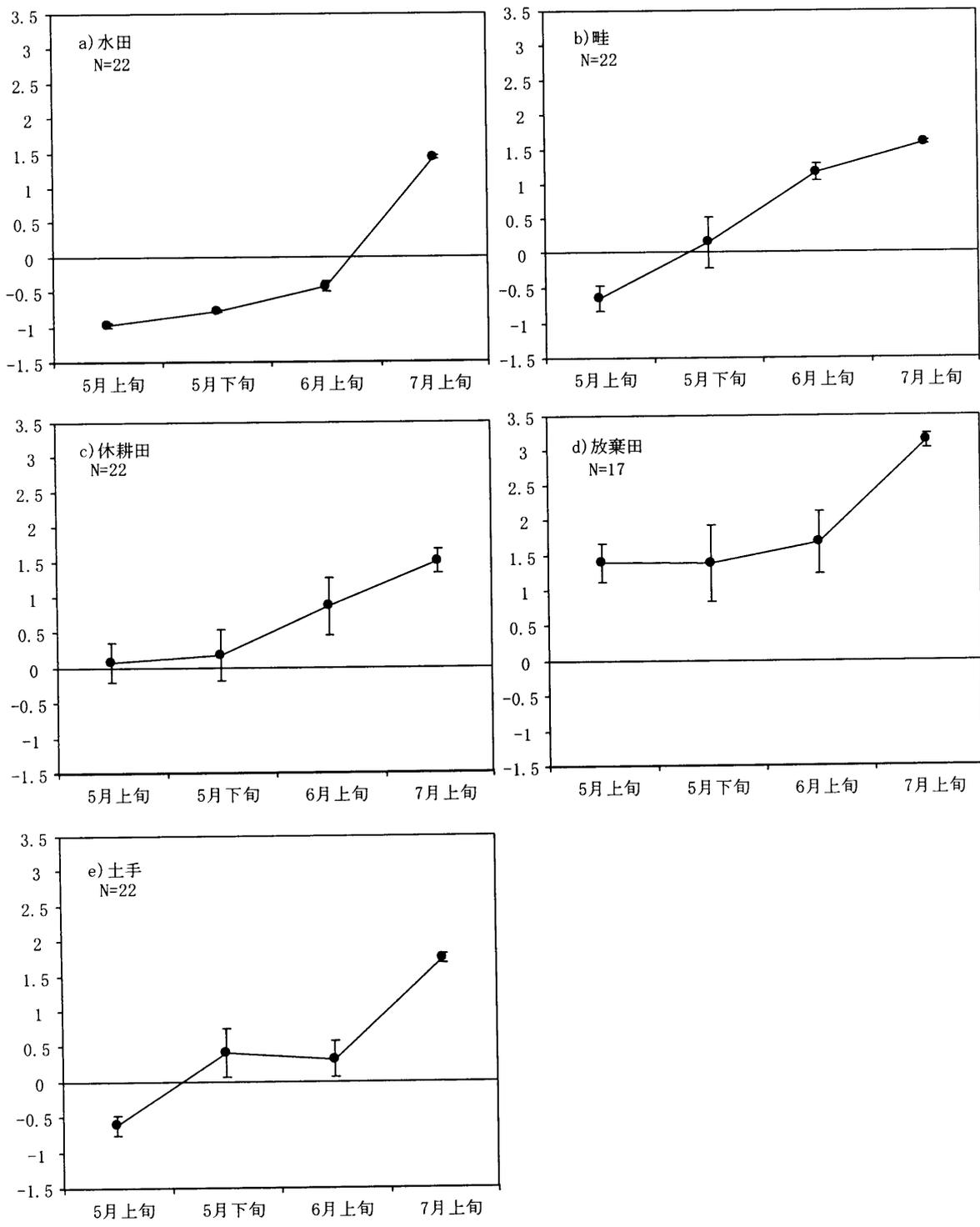


図4-4a, b, c, d, e 谷津田の各景観構成要素のコントロール地点におけるサシバの採食利用難易度指数の季節変化。採食利用難易度指数は線形判別関数にもとづく。<0が利用しやすい、>0が利用しにくいことを示し、それぞれの絶対値がその程度を示す。1999年5~7月の延べ7日間のデータにもとづく。5月上旬は3日、8日、9日、5月下旬は21日、23日、6月上旬は6日、7月上旬は4日。縦棒は標準誤差を示す。

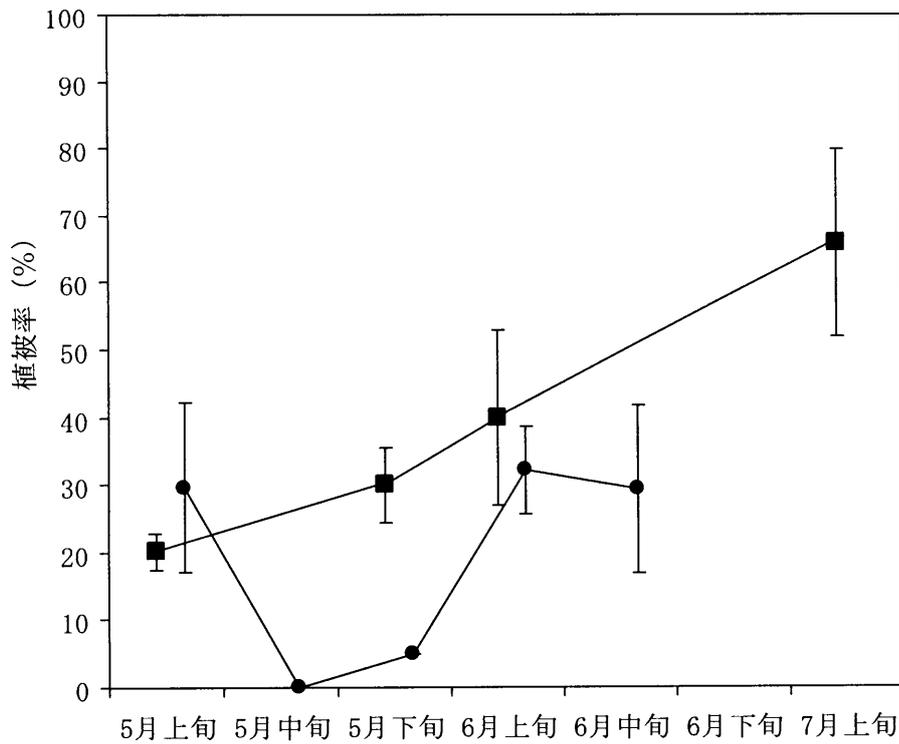


図4-5 サシバの採食地点の植被率の季節変化. ●は採食地点(1997~99年, 29地点, 延べ11日), ■はコントロール地点(1999年, 105地点, 延べ7日), 縦棒は標準誤差を示す.

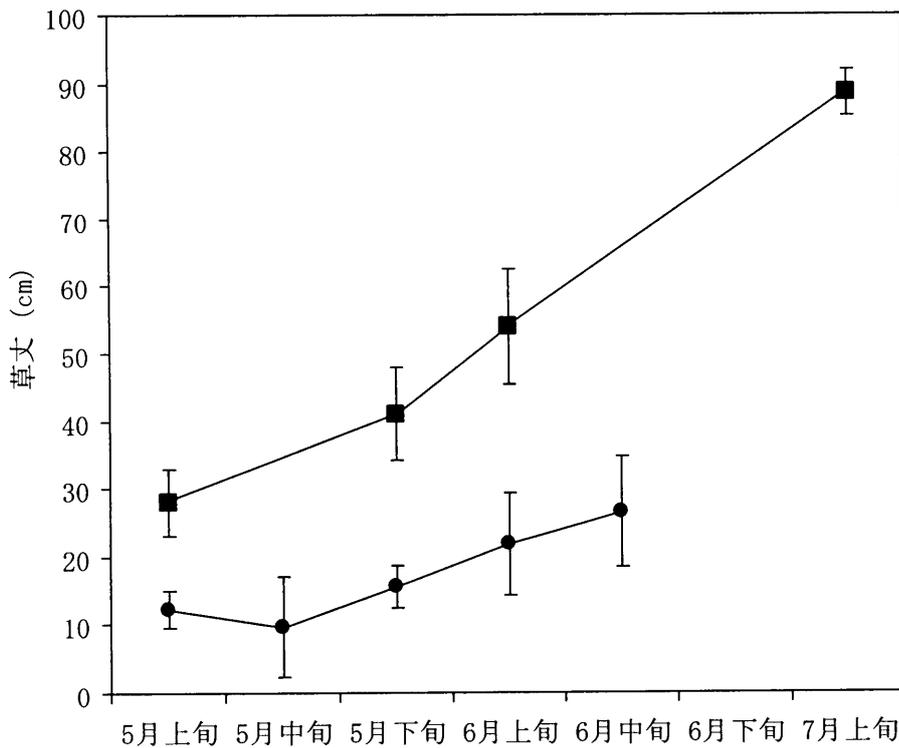


図4-6 サシバの採食地点の草丈の季節変化. ●は採食地点(1997~99年, 46地点, 延べ19日), ■はコントロール地点(1999年, 105地点, 延べ7日), 縦棒は標準誤差を示す.

(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  $12.9\pm 2.8$ 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  $z=-3.06$ ,  $p<0.01$ ).

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、パッ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つたと考えられる。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 Y0, 調査地 K0, 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に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。

巢内のビデオカメラに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。

巢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月上中旬はヘビ・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。

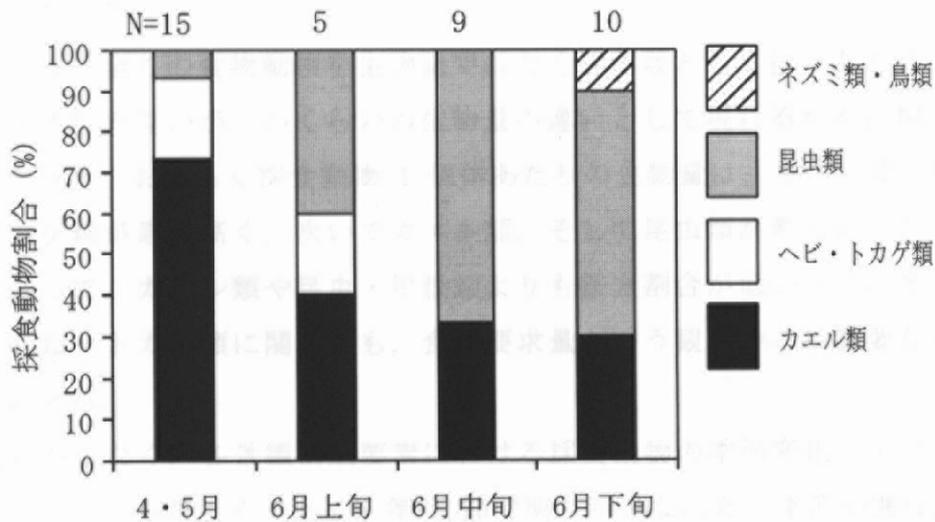


図4-7 目視観察によるサシバの採食動物割合の季節変化. 1997~1999年の4~7月の期間の延べ52日間の目視観察による調査データにもとづく. Nはサシバの延べ個体数を示す.

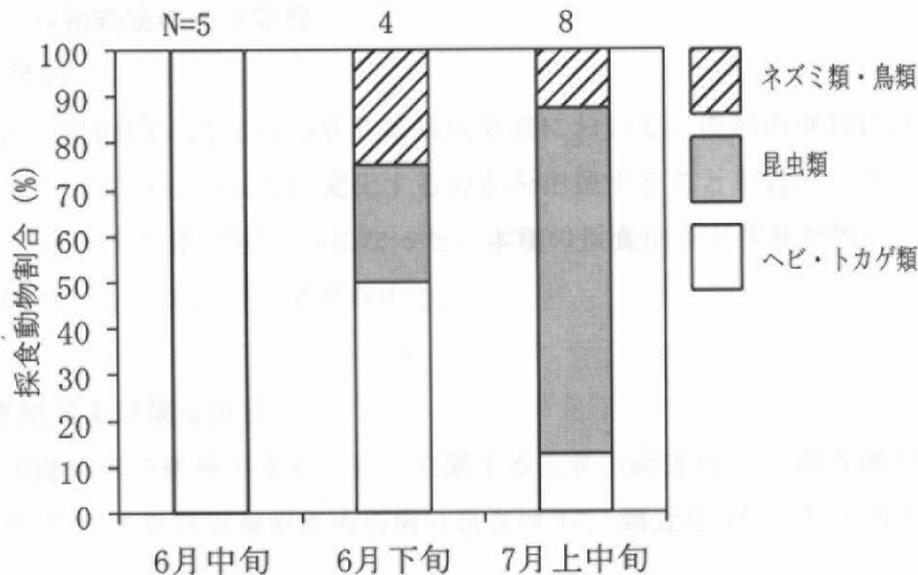


図4-8 巣内のビデオカメラに撮影によるサシバの採食動物割合の季節変化. 2002年5月4日~7月13日までの延べ37日間, 合計923分の巣内のビデオカメラに撮影による調査データにもとづく. Nはサシバの給餌回数を示す.

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。

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・鳥類やへび類・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・鳥類やへび類・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 ヲ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、へび・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

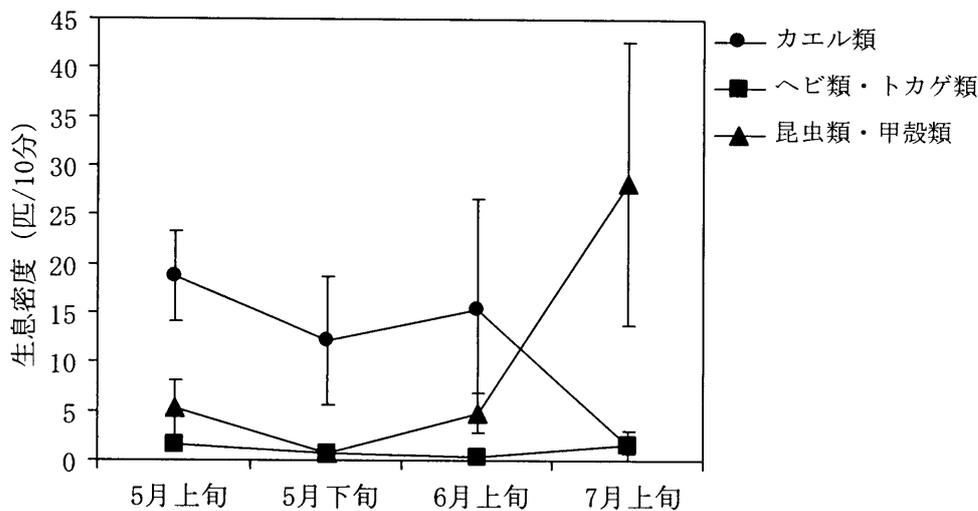


図4-9 水田面におけるサシバの食物動物の生息密度の季節変化. 1999年5~7月の延べ5日間, 15地点のデータにもとづく. 畦, 休耕田, 放棄田, 農道を合わせて集計した. 5月上旬は8日, 9日, 5月下旬は23日, 6月上旬は6日, 7月上旬は4日. 縦棒は標準誤差を示す.

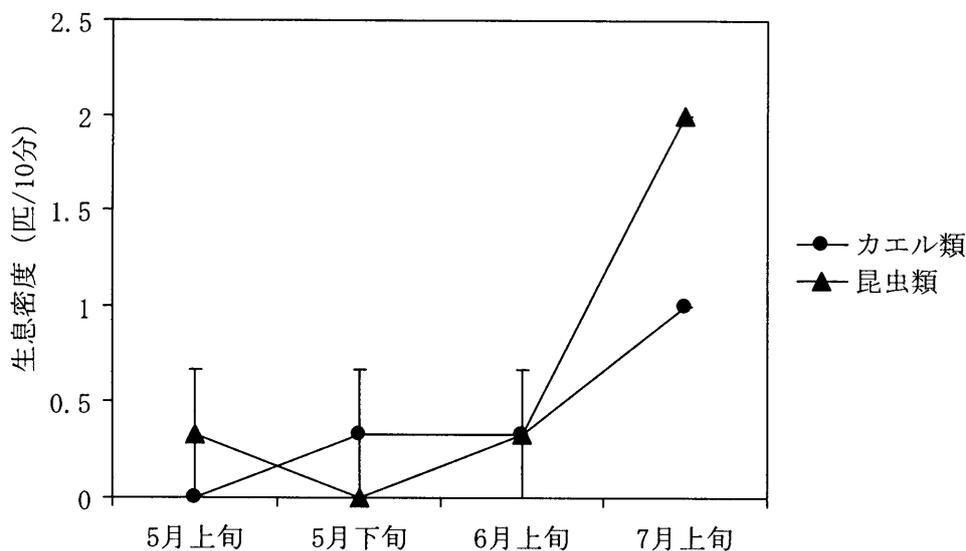


図4-10 斜面林におけるサシバの食物動物の生息密度の季節変化. 1999年5~7月の延べ5日間, 15地点のデータにもとづく. 5月上旬は8日, 9日, 5月下旬は23日, 6月上旬は6日, 7月上旬は4日. 縦棒は標準誤差を示す.

度が逆転した ( $z=-2.79$ ,  $p<0.005$ ). カエル類の平均生息密度は  $4.3 \pm 1.1$  (匹/10分,  $\pm$ 標準誤差), 昆虫・甲殻類の平均生息密度は  $8.8 \pm 3.7$  (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, へび類・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,  $0.3 \pm 0.2$ ,  $0.4 \pm 0.2$  (匹/10分,  $\pm$ 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

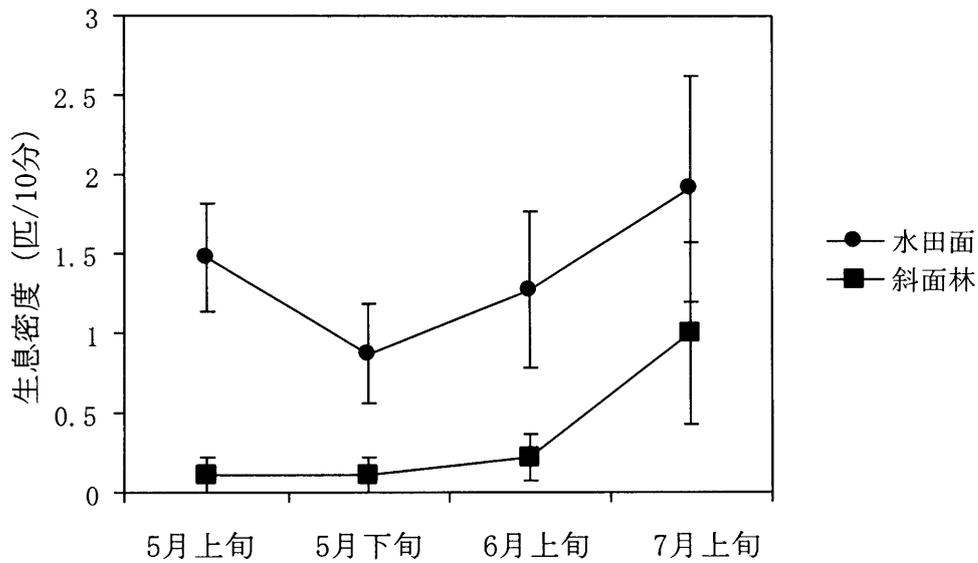


図4-11 水田面と斜面林におけるサシバの全食物動物の生息密度の季節変化. 1999年5～7月の延べ5日間，15地点のデータにもとづく．水田面は，畦，休耕田，放棄田，農道を合わせ，1調査地あたりにして集計した．5月上旬は8日，9日，5月下旬は23日，6月上旬は6日，7月上旬は4日．縦棒は標準誤差を示す．

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  $1.4 \pm 0.2$  匹/10分 (±標準誤差)，「斜面林」は  $0.2 \pm 0.1$  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ィーピング法によって個体数調査を行なったが、「斜面林」ではスィ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

サン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 ヶ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 ヶ所含め、繁殖していない 4 ヶ所も幅が 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 ヶ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、排水路の構造は素堀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ーを1サンプルごとに記録した。

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	
		重相関係数	0.62	0.32	サンプル数
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		
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		
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		

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 ヶ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（輿水ら，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，

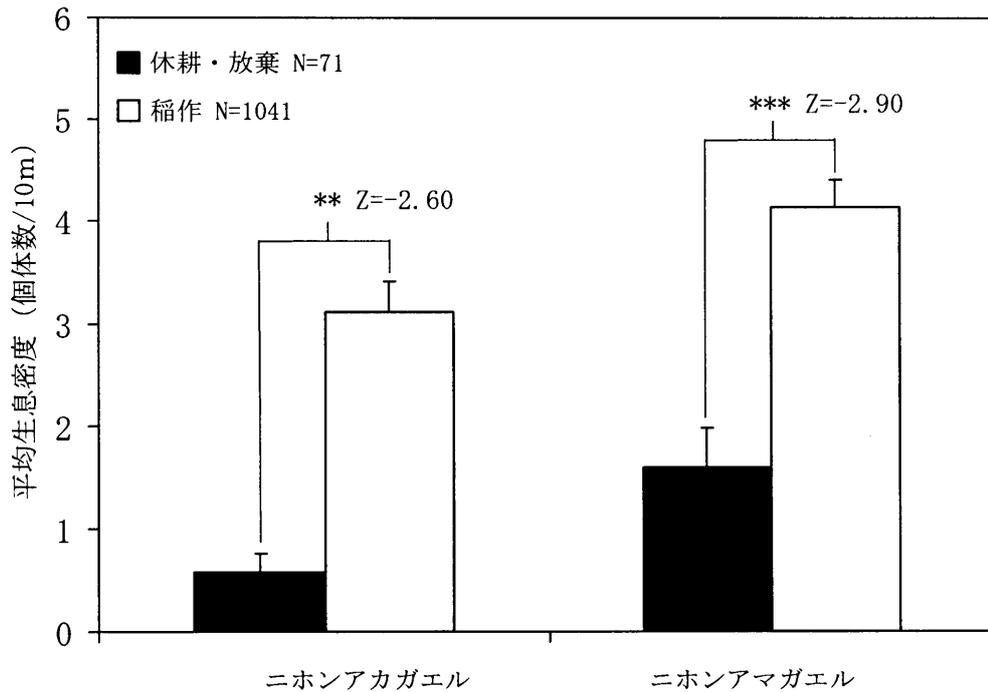


図4-12 耕作状況が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*、\*\*はMann Whitney *U*-testで有意水準0.1%、1%未満をそれぞれ示す。

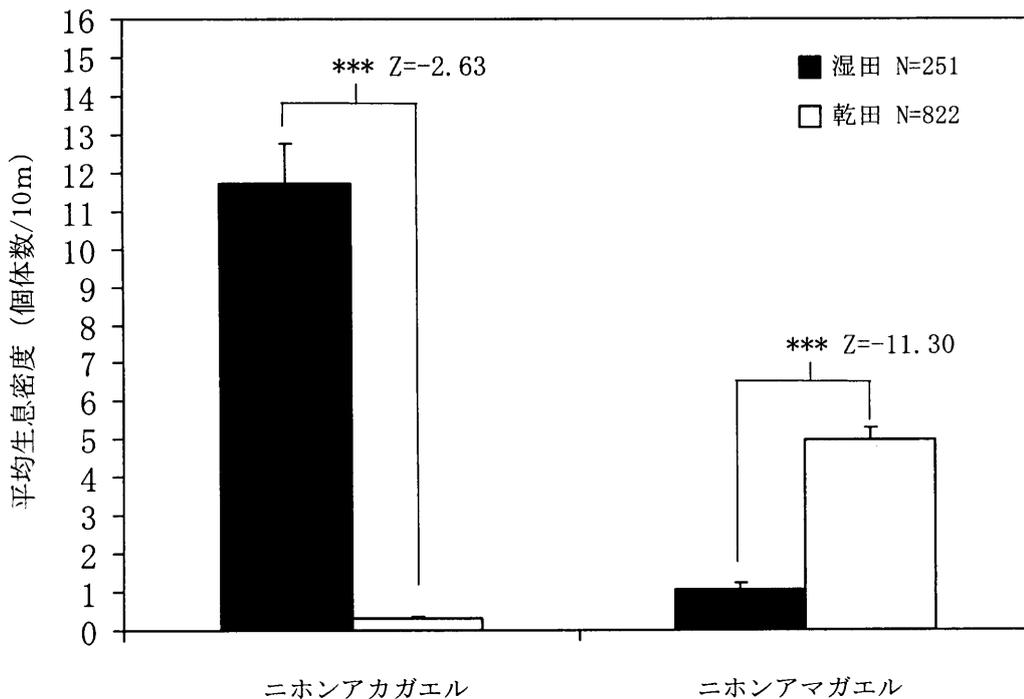


図4-13 水田の暗渠排水施設の有無が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の生息密度。暗渠排水施設がないのを湿田、あるのを乾田とした。平均生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はMann Whitney *U*-testで有意水準0.1%未満を示す。

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、農道整備の各カテゴリー間で有意な差がみられなかった(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、素掘水路、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 ヲ所の谷津田と生息しなかった 4 ヲ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)。

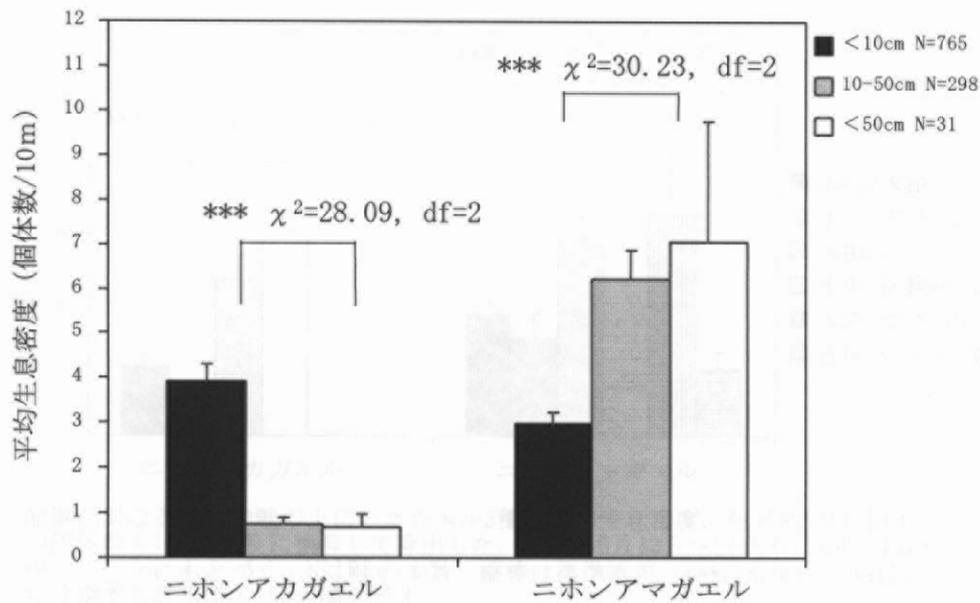


図4-16 畦の草丈が異なる水田の畦の上にいたカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はKruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

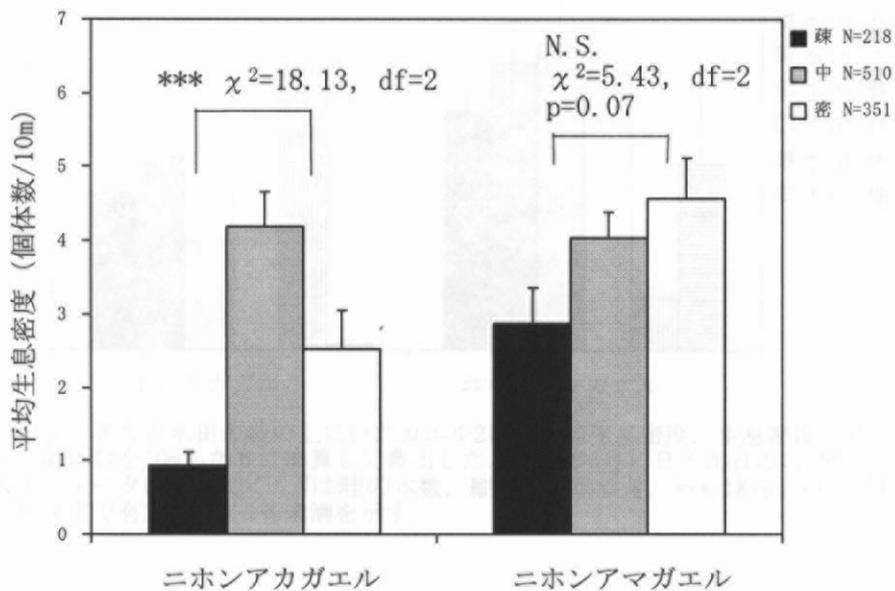


図4-17 畦の植被率が異なる水田の畦の上にいたカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はKruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満、N.S.は有意水準5%以上で有意差無しを示す。

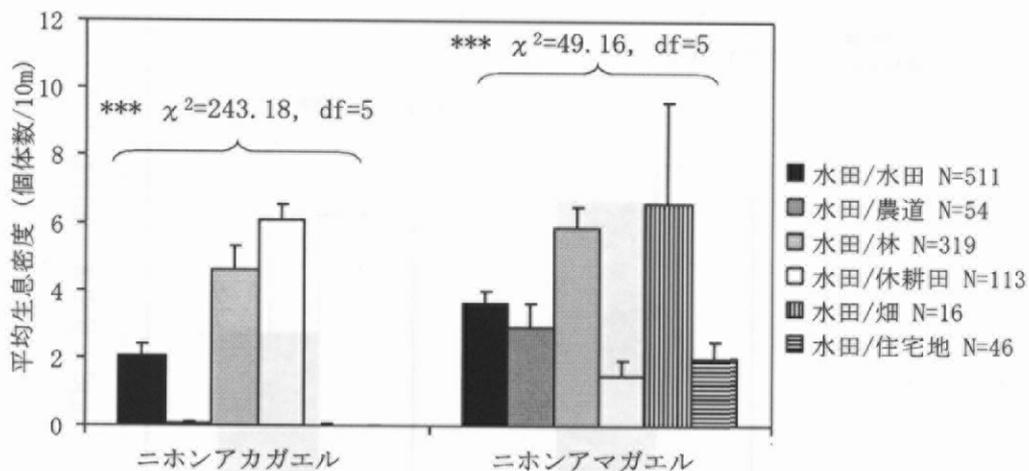


図4-18 水路の配置が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はKruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

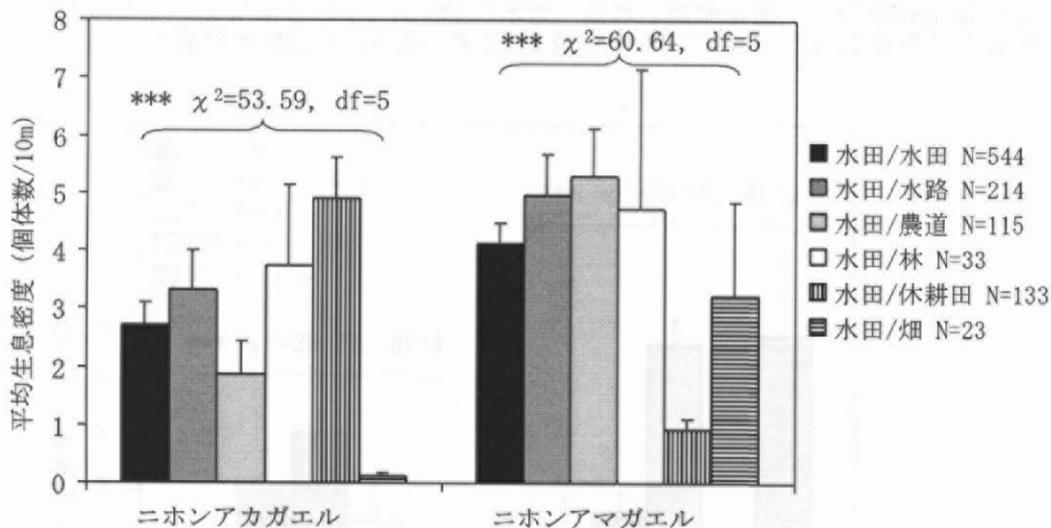


図4-19 畦の配置が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はKruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

## (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

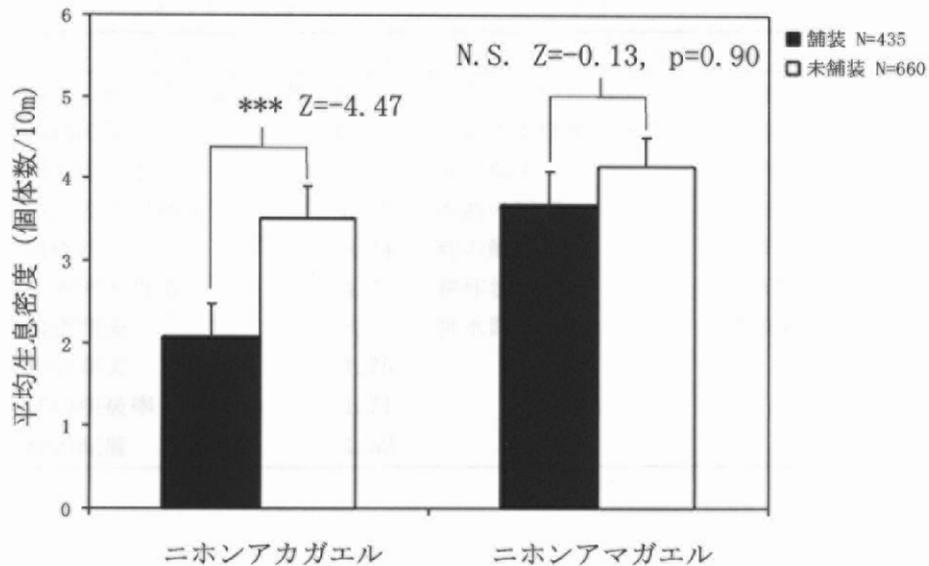


図4-20 農道整備が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はMann-Whitney U-testで有意水準0.1%未満、N.S.は有意水準5%以上で有意差無しを示す。

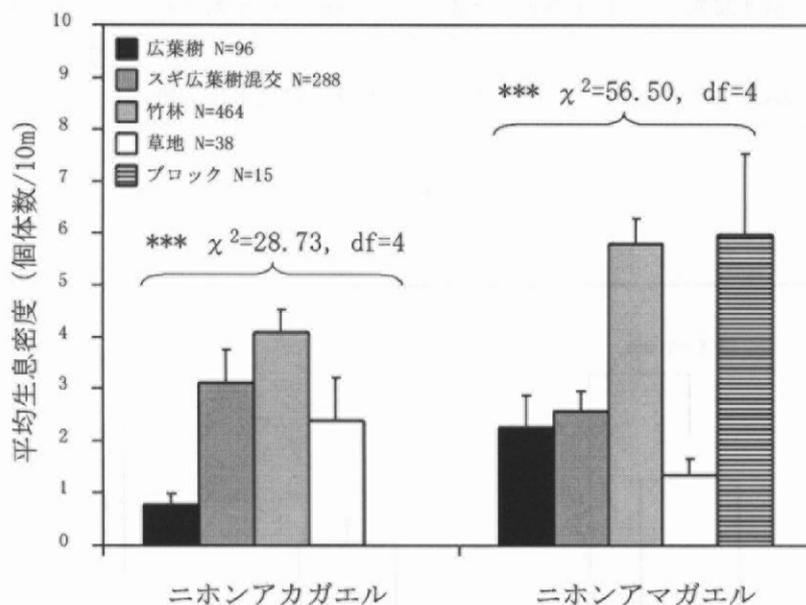


図4-21 斜面の土地利用が異なる水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度。生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した。1998年6月13日～20日の7日間、16か所の水田のデータにもとづく。Nは畦の本数、縦棒は標準誤差、\*\*\*はKruskal-Wallisの順位和検定で有意水準0.1%未満を示す。

#### 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

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	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

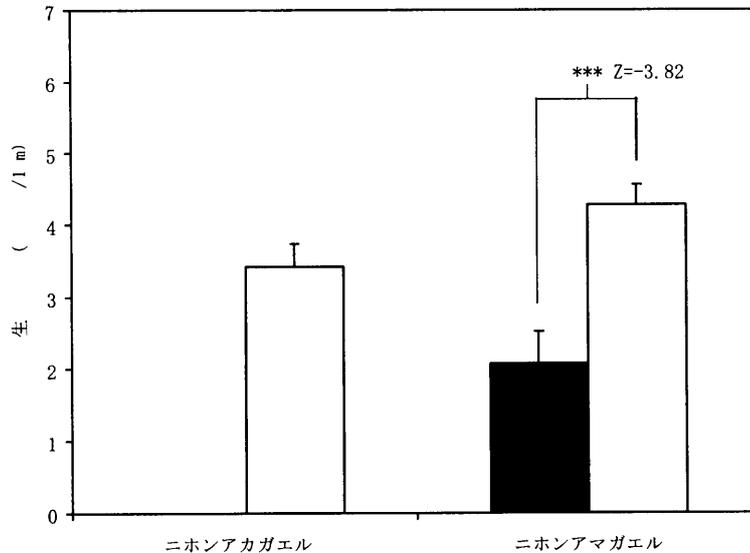


図4-22 サシバの繁殖地または非繁殖地の水田の畦の上にいるカエル2種の平均生息密度. 生息密度は畦1本あたりの個体数を10mあたりに換算して算出した. 1998年6月13日～20日の7日間, 繁殖地12か所, 非繁殖地4か所の水田のデータにもとづく. ■は生息が見られなかった水田 (N=148), □は生息が見られた水田 (N=947), Nは畦の本数, 縦棒は標準誤差, \*\*\*はMann Whitney U-testで有意水準0.1%未満を示す.

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

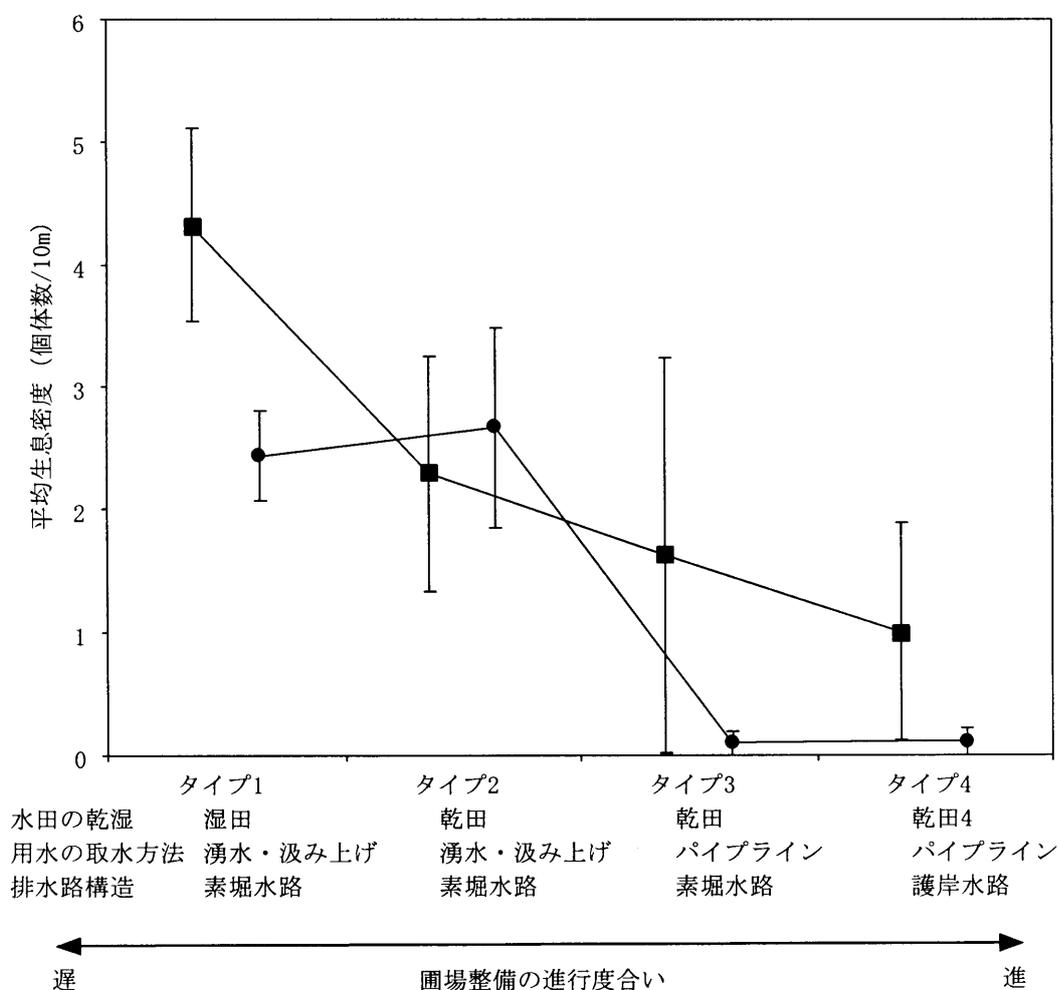


図4-23 圃場整備の進行程度によって分けられた4タイプの水田におけるカエル2種の平均生息密度。生息密度は1調査地点5～70分センサスして観察されたの個体数を10分あたりに換算して算出した。1997年5月23日～6月21日の9日間、6か所の水田のデータにもとづく。●はニホンアカガエル、■はトウキョウダルマガエル、縦棒は標準誤差を示す。

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）。

#### 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。