原 著

衛星リモートセンシングによる土地被覆の時系列変化と イリオモテヤマネコの生息状況の時空間解析

渡辺伸一¹・中西 希²・阪口法明^{3*}・土肥昭夫⁴・伊澤雅子⁵

^{1,2} 琉球大学大学院理工学研究科 903-0213 沖縄県中頭郡西原町字千原 1

(¹k018559@eve.u-ryukyu.ac.jp, ²k008557@sci.u-ryukyu.ac.jp)

³ 環境省自然環境局西表自然保護管事務所 907-1432 沖縄県八重山郡竹富町古見

*現住所: Biodiversity Conservation Project, JICA, Balitbang Zoologi RDCB, Komplek LIPI Jl.

Raya Cibinong, Km 46, Bogor, INDONESIA (noris@indo.net.id)

⁴ 九州大学大学院理学院理学研究院 812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1

(tedoiscb@mbox.nc.kyushu-u.ac.jp)

⁵ 琉球大学理学部海洋自然科学科 903-0213 沖縄県中頭郡西原町字千原 1

(izawa@sci.u-ryukyu.ac.jp)

Temporal Changes of land covers analyzed by satellite remote sensing and habitat states of the Iriomote cat *Prionailurus iriomotensis*

Shinichi Watanabe¹, Nozomi Nakanishi¹, Noriaki Sakaguchi², Teruo Doi³ and Masako Izawa¹

¹Department of Chemistry, Biology and Marine Science, University of the Ryukyus, Nishihara, Okinawa 903-0213, Japan. ²Okinawa Area National Park and Wildlife Office, Ministry of the Environment, Komi, Taketomi, Okinawa, 907-1432, Japan. ³Department of Biology, Faculty of Science, Kyushu University, 33 Fukuoka 812-8581, Japan.

Abstract: The Iriomote cat *Prionailurus iriomotensis* is a small felid found only on Iriomote Island (284 km²) of the Ryukyu Archipelago, Japan. This species is listed as an endangered species in IUCN Red list because of the small population size and the restricted distribution. Its population estimated at approximately 100 in 1994 had declined during last decade mainly due to the habitat reduction by developmental activities. Here we focused on population declines and habitat reductions of cats in two study sites; Ohtomi site has extremely changed in last decade by large-scale agricultural land reforms, while northern coastal site has been stable except recent road-expansion works. Habitat reductions were estimated using satellite remote sensing with eight scenes of LANDSAT TM data obtained between 1984 and 2000. The condition of vegetation covers were assessed based on Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) using IDRISI. Natural forests maps of two sites in each period were created using NDVI images; the forest reductions and the status of development during past 17 years were estimated. According to the results, the forest reduction in Ohtomi site occurred particularly in 1992-1994 while large-scale agricultural land reforms were conducted. After then a trend toward reforestation had begun. Number of resident cats monitored by using photo gradually decreased with the forest reduction, and then the population density was still low even after the reforestation. In northern coastal site, number of resident cats was stable as the abundance of forest was unchangeable. It suggests that drastic change of environment has decreased carrying capacity of animal such as the Iriomote cat which requires wide range of habitat. And satellite remote sensing using LANDSAT TM is considered to be an effective method to monitor the extensive land covers during long-term period.

Key Words: Forest reduction, Iriomote cat (*Prionailurus iriomotensis*), LANDSAT TM, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), Satellite remote sensing

はじめに

沖縄県竹富町西表島には小型ネコ類のイリオモテヤマネコ *Prionailurus iriomotensis* (以下混乱のない限りヤマネコと略す) が生息する。生息地が西表島に限られ、その推定個体数は約 100 頭 (自然環境研究センター 1994) と非常に少ないことから環境省及び IUCN のレッドリストで絶滅危惧種に位置づけられ (環境省自然環境局野生生物課 2002; IUCN 2000), その保護策が早急に必要とされている。近年、生息地の改変や交通事故など生息を脅かす要因が急増している (伊澤・土肥 1991; Izawa *et al.* 1991)。その中でも開発による生息環境の悪化は著しく、農業用地の改良事業や道路の拡張工事等でヤマネコの

生息環境が縮小、断片化していることが懸念されている。

著者らはヤマネコの生態調査を 1980 年代から継続して行ってきたが、近年、西表島内の多くの調査地域で開発等によりその生息環境が変化している。特に西表島東部の大富地区では長期間に渡ってヤマネコの生態調査が行われてきたが、1987 年より沖縄県が実施する農地開発土地改良事業によってその生息環境が変化した。事業は西表島大富地区の農業振興策を目的とした農業基盤整備であり、対象地域の山林を皆伐し、起伏のある地域は山を削り、谷を埋めて農業用地へと改良する大規模な土地改良事業である。事業内容は図 1 に示すように対象地域によっ

図 1. 自動撮影を用いたイリオモテヤマネコのモニタリング調査を実施した大富地区と北部沿岸地区。環境省が設置するイリオモテヤマネコの自動撮影装置の設置箇所を図中に●で示し、西表島大富地区における 2 箇所の農地開発事業実施地を示した。

て 2 段階に分かれ、1987 年から 1993 年に仲間崎工区（受益面積 38.7 ha）で、1994 年から 1997 年に大富工区（受益面積 19.4 ha）において工事が実施された。事業実施地域周辺の環境は、工事に伴い農業用受益面積以上の森林が伐採され、ヤマネコの生息環境は改変したことが予想される。こうした開発による生息環境の悪化と野生動物の生息状況の関連は多くの場で問題視されてきたが、環境変化の長期的モニタリングが困難であったことから、本地域での生息環境の変化の定量化は未だなされていない。

本研究では農地改良事業が行われた約 6×5 km²の大富地区と道路の拡張工事を除いて近年、開発等で著しい環境変化が起こっていない約 7×3 km²の北部沿岸地区を対象とした土地被覆の時系列変化について調査した（図 1）。北部沿岸地区では調査地を 2 分するように島内唯一の幹線道路（県道南風見－白浜線：総延長約 50km）が整備されているが、近年になって歩道を含めて道路幅をそれまでの約 2－3 倍に拡張する工事が行われた。

上記 2 箇所の調査地区の土地被覆について 1984 年から 2000 年に観測された計 8 シーンの LANDSAT TM データを用いた衛星リモートセンシングによって過去の森林分布の復元を試みた。また、調査地内に生息するヤマネコの個体数変動を環境省が実施する自動撮影装置を用いたモニタリング調査の結果から推定し、過去 17 年間の生息環境の時系列変化と比較することで開発による環境変化が与える野生生物への影響を考察した。

方 法

1. 衛星リモートセンシング

衛星リモートセンシングで用いたデータは 1984 年 8 月、1986 年 3 月、1990 年 3 月、1992 年 8 月、1994 年 5 月、1996 年 8 月、1998 年 3 月、2000 年 10 月に観測された計 8 シーンの LANDSAT TM データ（NASA）である。大富地区の土地被覆解析ではこれら 8 シーンの衛星データを基に行ったが、北部沿岸地区については 1984 年 8 月、1994 年 5 月、1996 年 8 月の衛星データの一部に雲がかかっていたためこれらを除いた 5 シーンの衛星データを基に土地被覆を解析した。各調査地の開発状況は、NDVI（Normalized Difference Vegetation Index；正規化差植生指数）を基に植生被覆状況を評価し、過去 17 年間の森林減少をモニタリングすることで推定した。NDVI は植物の活性度を推定する指数である。植物のクロロフィルが赤バンド（RED）領域で太陽光を吸収し、近赤外バンド（NIR）領域で非常に強い反射を示すことを利用した植生指標の算出法であり、以下の式から導かれる。

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$$

NDVI 値は、地表を覆う植生量の大小を反映しており、指数値が高ければより密に植生が存在することを示す（ホップス・ムーニー 1993）。LANDSAT TM では TM3 バンドが RED、TM4 バンドが NIR に相当する。森林のように植生被覆の密な地域では NDVI 値は高く、開発により伐採が行われた地域では NDVI 値は著しく低下すると考えられる。よって本

図2. 西表島大富地区の照葉樹林における1994年のLANDSAT TMデータから算出したNDVIのヒストグラム. 平均値(0.446)と標準偏差(0.028)から有意水準1%で森林画像を作成した.

研究では, 多時期のLANDSAT TMデータを基に算出したNDVIの変化パターンから植生の変化と開発状況のモニタリングを試みた.

LANDSAT TMデータは幾何補正の際に最近隣法により40m×40mメッシュ化した. NDVI値は同地域でも植物のフェノロジーや大気の状態によって季節的に変化するため, 画像間でNDVIを比較するためには値の補正が必要となる. まず, 開発の影響を受けていない森林地域のNDVI値を取得するため1994年に国土院によって撮影された大富地区の10,000分の1航空写真を基に開発の影響を受けていない照葉樹林を抽出しこれを教師エリアデータとした. 同時期に観測された1994年のLANDSAT TMデータから作成したNDVI画像からこの教師エリアデータを抽出すると, NDVIは 0.446 ± 0.028 (平均±標準偏差, $n = 1,466$)でそのヒストグラムは図2のように左右対称な正規分布型を示した. 分散が非常に小さいことから有意水準1%に閾値設定して森林の二値化画像を作成した(図3). 閾値の算出は各画像で行うが教師エリアデータの土地被覆が開発の影響によって画像間で異なることが考えられるため, 著しい植生の変化が起こった地域を教師エリアから除去する作業が必要である. 2時期のNDVI画像を差し引くことで2時期間のNDVIの変化パターンを知ることができる(Eastman *et al.* 2000). 上記の教師エリアにおける1994年と1996年のNDVI画像を差し引いて得られた残差のヒストグラムを図4に示した. NDVIの2画像間の残差は -0.0354 ± 0.188 でモードは負へ移行し, 右裾広がり分布となった. 画像間で土地被覆の著しい変化が見られなければヒストグラムは左右対称な正規分布型になるため, 分布型の歪みは土地被覆の変化に起因すると考えられる. 本研究では, そうした地域を教師エリアから除去するため図4に示すように残差の平均±標準偏差に閾値を

設定して変化の大きかった地域を教師エリアから除いた. 1994年のNDVI画像と他の7画像間で同様な処理を行い, 教師エリアを作成した.

ヤマネコは標高の高い地域を忌避し, 標高50m未満の低地部の森林を高頻度で利用することが知られている(Izawa *et al.* 1991; Sakaguchi 1994; Watanabe 2001; 渡辺ほか 2001). また, 標高の高い地域の土地被覆は開発の影響をほとんど受けないため, 本研究では標高50m未満の低地部の土地被覆を解析の対象とした. 低地部の抽出はLANDSAT TMデータと

図3. 森林分布図の作成手順. LANDSAT TMデータからNDVI画像を作成し, 閾値を設定して2値化した.

図4. 西表島大富地区における1994年の航空写真から観測した照葉樹林におけるNDVI画像から1996年のNDVI画像を差し引いて得られた残差のヒストグラム。残差が平均値(-0.035)+標準偏差(0.188)を超える地域を有意に植物変化が起こった地域として教師エリアデータから除去し、平均±標準偏差のデータを1996年の教師エリアとした。

50m未満の低地部を抽出

低地部のNDVI画像を抽出

図5. 数値標高モデルから抽出した標高50m未満の低地部との重ね合わせ処理によるNDVI画像の作成手順。

同様に40m×40mメッシュに幾何補正した国土地理院刊行の数値標高モデル(数値地図50mメッシュ(標高))を基に行い、NDVI画像と重ね合わせ処理によって得られた大富地区の913ha、北部沿岸地区の463haを調査対象とした。以上の画像処理はIDRISI version 32.22 (Clark Lab.)を用いて行った(図5)。

2. ヤマネコのモニタリング調査

西表島では、環境省・林野庁が実施する希少野生動植物種保護管理事業の一環として自動撮影装置を用いたヤマネコのモニタリング調査が1989年以降、継続的に行われている。装置は山林に設置され、ヤマネコが近づくと装置内の赤外線センサーが反応してヤマネコが撮影される仕組みになっている。数日おきに餌が置かれ同時にカメラフィルムの交換が行われる。餌による誘因を行うためほとんどの定住個体は撮影されると考えられる(自然環境研究センター 1994; 環境庁沖縄地区国立公園野生生物事務所・林野庁熊本営林局沖縄営林署 1996, 1997; 環境庁沖縄地区国立

表 1. 各時期の西表島大富地区照葉樹林における LANDSAT TM データから算出した NDVI の平均及び標準偏差とそれを基に算出した正規分布における有意水準 1 % の閾値.

観測年月	1984.8	1986.3	1990.3	1992.8	1994.5	1996.8	1998.3	2000.10
平均	0.577	0.451	0.534	0.556	0.446	0.576	0.562	0.611
標準偏差	0.034	0.045	0.044	0.040	0.028	0.033	0.056	0.043
閾値	0.498	0.347	0.432	0.463	0.380	0.498	0.432	0.511
サンプル数	1,493	1,493	1,493	735	1,466	661	752	1,159

公園野生生物事務所・林野庁九州森林管理局沖縄森林管理署 1998). 西表島では、全島に 10–20 機の自動撮影装置が設置されており、全島的なヤマネコのモニタリングが行われている。両調査区では主に 2 機ずつ計 4 機が設置され安定してモニタリングが行われている (図 1)。頻繁に撮影された個体は、毛色のパターンや耳や顔の傷、捕獲経験のある個体であれば発信器や個体識別用の入れ墨の有無によって個体識別が可能である (Sakaguchi 1994; 自然環境研究センター 1994; Okamura *et al.* 2000)。定住性の弱い若齢個体等は撮影回数が一度限りで個体識別が困難だが、なわばり性の強い定住個体のほとんどは、長期間自動撮影装置を設置した場合には個体識別が可能である。自動撮影装置の設置間隔は各調査区の平均的行動圏サイズを基に決定されており、各調査地に生息する定住個体のほとんどを識別することが可能である。本研究では、定期的に事業が実施された期間、大富地区では 1992 年から 2001 年、北部沿岸地区では 1989 年から 1993 年と 1996 年から 2000 年中のデータを基に撮影個体の個体識別を行い、各個体の出現状況をまとめ調査区毎に集計した。同年の複数の月で出現した識別個体数を各調査地におけるヤマネコの生息個体数として、生息地の環境変化とヤマネコの生息状況との関連について考察した。

結 果

1. 大富地区の森林減少とヤマネコの生息個体数の変化

各時期の教師エリアにおける NDVI の平均及び標準偏差、それを基に算出した有意水準 1% の閾値を表 1 に示した。また、算出された閾値を基に作成した大富地区における 1984 年から 2000 年の 2 値化した森林分布図を図 6 に示した。

大富地区における 1984 年から 1986 年の森林分布は耕作地や集落付近以外の地域ではある程度連続して存在していた。しかし、1987 年に仲間崎工区で農地開発事業が着工された後の 1990 年の画像ではそ

の地域の森林が消失しており、1992 年、1994 年と大規模な森林の消失が見られる。1994 年以降、仲間崎工区の開発事業は終了したためその地域の森林は回復傾向にあった。しかし、1994 年から大富工区の事業が着工されたため 1994 年以降その工事対象区で森林が消失した。森林面積は 1986 年から特に 1992 年から 1994 年の間に極端に減少しており、2 年間で 14% の森林が消失した。それ以後 1994 年から 1998 年にかけて、再び森林面積は増加傾向にあった。近年は大規模な開発は行われていないものの小規模な森林伐採が随所で行われており、1998 年から 2000 年にかけて森林は減少している。過去 17 年間で大富地区の森林面積は最大 17% 減少しており、開発によりヤマネコの生息環境が大きく変化していることが分かる。

1992 年から 2001 年の 10 年間に、確認された各年の定住個体数は 2.4 ± 0.97 個体 (平均 $\pm$ 標準偏差, $n = 10$) で、個体数は最多で 1996 年の 4 個体から最少の 2000 年と 2001 年の 1 個体まで変動した。1990 年以降の大富地区における森林面積の変動と 1992 年以降のヤマネコの定住個体数の変動を重ねて図 7 に示した。本調査地におけるヤマネコの生息密度は、1992 年以後の顕著な森林減少と共に 1994 年にかけて徐々に減少した。1994 年以降、開発事業終了後森林は回復傾向にあったがヤマネコの生息密度は 1994 年から 1996 年にかけて増加したものの、その後は徐々に低下し、2000 年以降の定住個体数は同一の雄 1 個体のみだった。その 2 年間の内に、他の雄 1、雌 1、計 2 個体の新規加入が自動撮影装置で確認された。しかし、雌個体は生息確認から約 1 ヶ月後に死亡しているのが確認され、雄個体もまもなく他の調査区へ移動したことが他の調査区に設置した自動撮影装置によって確認された。

2. 北部沿岸地区の森林減少とヤマネコの生息個体数の変化

表 1 の閾値を基に作成した北部沿岸地区における 1986 年から 2000 年の森林分布図を図 8 に示した。

図6. LANDSAT TM データから算出した NDVI を基にした 1984 年から 2000 年の西表島大富地区における森林分布図と森林面積。森林を白抜きで示した。

北部沿岸地区の森林分布は 1986 年から 1994 年にかけて顕著な変化は見られず、森林面積も 1986 年から 1994 年の森林面積は最大 3.1% 減少したに過ぎない。本調査地域では幹線道路が調査地を二分するように走っているが、拡張工事以前の道路は道幅が狭く、道路に迫り出した植生により道路と森林との境界が Landsat TM データから判別できず、森林は連続性を保っていたといえる。しかし、幹線道路の拡張工事が実施された後、2000 年の森林分布画像では拡張後の道路が識別でき、調査地の森林が幹線道路によって二分された様子を知ることができる。また、それに付随した残土処分場や資材置き場等に利用される

工事用地のため調査地内の随所で小規模な森林伐採が行われたことが森林分布画像から見て取れる。

1989 年から 2000 年における各年のヤマネコの個体数は 3.7 ± 0.48 個体 (平均 $\pm$ 標準偏差, $n = 10$) で、個体数の変動は小さかった。1986 年以降の北部沿岸地区における森林面積の変動と 1989 年以降のヤマネコの定住個体数の変動を重ねて図 9 に示した。本調査地におけるヤマネコの生息密度は、3-4 個体と比較的安定しており、大富地区で見られたような顕著な個体数変動は見られなかった。

図7. 西表島大富地区における NDVI から算出した 1990 年から 2000 年にかけての森林面積の変動と 1992 年から 2001 年に環境省の自動撮影装置を用いたモニタリングによって確認されたヤマネコの定住個体数の変動。

図8. LANDSAT TM データから算出した NDVI を基にした 1986 年から 2000 年の西表島北部沿岸地区における森林分布図と森林面積。森林を白抜きで示した。

本研究では自動撮影装置により識別されたヤマネコの撮影個体数からその生息密度の変動をモニタリングしているが、生息密度が変動しなくても開発により自動撮影装置の周辺環境が変化することがヤマネコの撮影頻度に影響したとも考えられる。大富地区には2箇所の自動撮影装置が設置され、そのうち1箇所は大富工区に接した森林環境にある。しかし、自動撮影装置と大富工区との距離は 100m 以上離れており、装置周辺の微細環境に与える工事の影響はほとんど見られなかった。また、工事による周辺環境の変化がヤマネコの撮影頻度に直接影響したとすると、工事着工直後にヤマネコの撮影個体数が減少

するはずである。しかし、大富工区付近の自動撮影装置による撮影個体数は事業開始以前の 1995 年から 1996 年には3個体、事業実施期間中の 1997 年も3個体と減少は見られず、1999 年以降に徐々に個体数は減少している。また、同様な傾向が大富工区から離れた自動撮影装置の結果からも見られたことから、撮影個体数の減少は周辺地域のヤマネコの生息密度を反映したものと考えられる。

低地部におけるヤマネコの平均生息密度は0.60個体/km²と推定されており（自然環境研究センター 1994）、その値を基に本調査地内のヤマネコの生息個体数を算出すると大富地区で 5.5 個体、北部沿岸地

図9. 西表島北部沿岸地区における NDVI から算出した 1986 年から 2000 年にかけての森林面積の変動と 1989 年から 2000 年に環境省の自動撮影装置を用いたモニタリングによって確認されたヤマネコの定住個体数の変動。

区で2.8個体となる。2000年の北部沿岸地区におけるヤマネコの生息密度は推定値とほぼ同じであるが、2000年以降の大富地区におけるヤマネコの生息密度(0.11個体/km²)は極めて低レベルに保たれている。

生息地の減少以外ヤマネコの死亡要因として、交通事故が最も大きな影響を与えていると考えられる(伊澤・土肥 1991; Izawa *et al.* 1991)。ヤマネコの交通事故は1976年に幹線道路が開通して以後、1978年に初めて確認され、それ以降ほぼ毎年道路上で確認されている(岡村ほか 2002)。道路の形状とその位置がヤマネコの死亡事故を誘発させると考えられるが、北部沿岸地区は幹線道路がヤマネコの行動圏内を直線的に横断しており、また森林が道路際まで迫っていることで交通事故の危険性は高いと考えられる。実際に、2002年6月までに環境省が発表した交通事故死と見られるヤマネコの死亡件数は確実なものだけ35件あるが、その多くが北部沿岸地区を中心とした幹線道路沿いで起こっている(西表野生生物保護センター 私信)。過去の文献においてヤマネコの死亡記録は50例報告されており、その内24例の死因が交通事故であり、12例(50%)が北部沿岸地区周辺の幹線道路沿いで起こっている(阪口ほか 1989; 阪口・伊澤 1992; 伊澤ほか 1993; 阿久沢ほか 1995, 1996; 西表野生生物保護センター 2002)。また、調査区の端を幹線道路が走る大富地区ではこれまで交通事故は確認されていない。よって、大富地区におけるヤマネコの生息個体数の減少は、交通事故など他の死亡要因の危険率の上昇が原因でなく、開発による生息環境の悪化による影響が大きいと考えられる。

以上の結果は、開発により生じた生息環境の劇的な変化が広域な行動圏を必要とするヤマネコのような野生生物に対して生息地の縮小、分断化をもたらし、環境収容力の低下を引き起こすことを示唆している。このような森林伐採により哺乳類の生息密度や分布域が減少した事例は数多い。池田(1997)は、広葉樹林を主な生息地とするツキノワグマ *Ursus thibetanus* とヒグマ *Ursus arctos* の日本における生息分布が人工林の増加と共に減少していることや、東京都の都市開発に伴う緑被率の変遷から食肉類3種(キツネ *Vulpes vulpes*, タヌキ *Nyctereutes procyonoides*, イタチ *Mustela itatsi*)の分布域の減少について記し、野生生物の生息を脅かす最も大きな要因の一つに大規模な開発による植生変化を挙げて

いる。またその中で、植生変化による影響の現れ方は同じ食肉目中でも各種で異なると述べている。Crook (2002)は、カリフォルニア南部の合計39の調査区を対象として生息地の断片化と肉食性哺乳類11種の生息分布への影響について調査した。その結果、生息地の孤立断片化は、アライグマ *Procyon lotor* の生息分布に影響を与えず、イエネコ *Felis catus*, ハイイロギツネ *Urocyon cinereoargenteus*, オボッサム *Didelphis virginiana* の存在度を逆に高めた。しかし、オナガイタチ *Mustela frenata*, シマスカンク *Mephitis mephitis*, マダラスカンク *Spilogale gracilis*, アナグマ *Taxidea taxus*, コヨーテ *Canis latrans*, ボブキャット *Felis rufus*, ピューマ *Felis concolor* の生息分布に悪影響を及ぼした。そして、その影響は、大型の捕食者で顕著に現れ、特に行動圏サイズが大きく生息密度の低いネコ科のボブキャット、ピューマは生息地の孤立断片化に過敏に反応し、個体群の地域的絶滅が生じると述べている。イリオモテヤマネコは他のネコ科と同様に完全な肉食性捕食者であり、広域な行動圏を必要とする(Izawa *et al.* 1991; Sakaguchi 1994; Sunkist and Sunkist 2002)。また、森林性であることから森林伐採はヤマネコの生息地を直接破壊することであり、生息状況を悪化させる大きな要因であるといえる。イリオモテヤマネコはなわばり性が強く、生息環境が悪化しても一端定住した行動圏を持った定住個体が環境変化と共にすぐになわばりを捨てて他地域へ移動すると考えられない。しかし、これまでイリオモテヤマネコの環境選択性は地域や季節的によって柔軟に変化し、それに応じて主要餌種も変化することが報告されている(Watanabe 2001; 渡辺ほか 2001)。よって、ヤマネコは開発後すぐに餓死等で死亡することではなく、開発による環境の劇的な変化に対応して微細環境の利用様式を変化し、一時的には開発地域での生息が可能だと考えられる。

しかし、森林伐採と耕作地化による生息環境の変化は餌場や繁殖場所等の好適生息地を減少させ、環境収容力の低下をもたらすといえる。環境変化後、数個体の新規加入個体が確認されたが、それらは定着せず、死亡あるいは他地域へと移動した。また、岡村ほか(1995)はイリオモテヤマネコが出産・育仔場所として大木に空いた樹洞を用いることについて報告しており、森林伐採はこうした繁殖適地を減少させると考えられる。ある地域の生息個体数を一定に維持するには定住個体が繁殖・出産して行くこ

とが不可欠である。それだけの環境収容力が得られない場合、定住個体が寿命、もしくは餓死といった自然的要因で死亡するまで個体数は維持されるが、その後、個体数が急激に減少すると考えられる。また、その後徐々に生息環境が回復傾向にあったとしても、他のネコ科と同様にイリオモテヤマネコの繁殖力は小さく (Okamura *et al.* 2000; Sunquist and Sunquist 2002), 個体群が一端減少傾向を示すと回復が難しいと考えられる。

開発後 10 年程度伐採が行われずにいた地域では植生被覆が急速に回復した。しかし、イタジイ *Castanopsis sieboldii*, オキナワウラジロガシ *Quercus miyagii* 等が優占する照葉樹林が 10 年程度で再生するとは考え難い。植生被覆が回復した地域の植生を現地で観察してみるとギンネム *Leucaena leucocephala*, オオバギ *Macaranga tanarius*, アカメガシワ *Mallotus japonicus*, ハマイヌビワ *Ficus virgata* 等のイヌビワ類といった定着の早い先駆植物が密に生育しており、植生被度は高かった。本研究では植生の被覆量を示す NDVI によって森林画像を作成している。よって、こうした先駆植物が優占した二次林も教師エリアとして使用した照葉樹林と同レベルの植生被度を示した場合には、NDVI を用いた森林画像作成では森林として判別されると考えられる。こうした優占樹種による植生の相違がヤマネコの環境選択性や餌資源量に影響を与えていることも考えられるため、植生被覆が回復した後もヤマネコの個体数は増加しないのかもしれない。よって、植生の被覆だけでなく樹種構成を考慮した土地被覆解析と森林環境の質とヤマネコの環境収容力、微細環境の利用様式の変化について、今後解析していく必要があるだろう。

北部沿岸地区では 2000 年までヤマネコの生息密度の著しい変化は見られなかったが、2000 年の幹線道路の拡張工事後、生息環境の分断化が生じ、生息状況は悪化することが懸念される。森林面積は 1986 年から 2000 年に最大で 8.0% 減少したに過ぎないが、道路整備による生息地の分断化と交通事故の増加は消失した森林面積以上の悪影響をヤマネコ個体群に与えることが予想される。幹線道路の拡張工事に伴い工事車両の増加と走行車両速度の上昇が予想され、交通事故の危険性が以前より高くなったといえる。2001 年にはこれまでの年間最悪事故数 (3 件) を上回る 5 件が記録され、うち 4 件は北部沿岸地区周辺で起こっている (岡村ほか 2002, 西表野生生物保護センター 2002)。よって、今回の調査結果にお

いて北部沿岸地区におけるヤマネコの生息状況の著しい悪化は確認されなかったものの、大富地区で見られたように生息環境の悪化から数年の後に生息密度が徐々に減少傾向に向かう可能性が示唆される。しかし、個体数の減少要因が生息地の植生変化ではなく交通事故であった場合、その影響が現れるのにはそれほど時間がかからないかもしれない。

今後、植生が回復傾向にある大富地区でヤマネコの生息個体数が回復に向かうか、生息環境が変化した直後の北部沿岸部では生息状況が悪化して行くのか、こうした開発による環境変化が与える野生生物への影響を知るためには、対象とする種の生息状況と生息環境を長期的に監視する必要がある。また、ヤマネコの微細環境の利用様式の変化と環境収容力の低下について個体追跡データ等を基にした詳細な解析が求められる。以上のような広域な生息地を対象とした微細な土地被覆の時系列変化を解析する上でも衛星データを用いたリモートセンシングは大変有効な手段となるであろう。

謝 辞

本研究の実施にあたり、御協力・御助言頂いた環境省西表自然保護管事務所及び琉球大学理学部海洋自然科学科進化・生態学講座の諸氏に心から御礼申し上げる。また、本研究で用いた LANDSAT TM データは Space Imaging®/宇宙開発事業団より研究目的で提供を受けたものであり、本研究は文部科学省科学研究費 (課題番号 08458165 及び 11480152) 及び公益信託乾太助記念動物科学研究助成基金の補助を受けて行われた。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- 阿久沢正夫・望月雅美・安田宣紘・伊澤雅子・阪口法明・岡村麻生・土肥昭夫. 1995. イリオモテヤマネコ *Felis iriomotensis* の臨床病理学的検討. 沖縄島嶼研究 13: 7-15.
- 阿久沢正夫・安田宣紘・阪口法明・伊澤雅子・村田行・伊谷 玄・岡村麻生・土肥昭夫. 1996. イリオモテヤマネコ *Felis iriomotensis* の死亡記録と臨床病理学的検討 (1995 年). 沖縄島嶼研究 14: 23-29.
- Crook, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16 (2): 488-502.
- Eastman, J. R., J. E. McKendry and M. A. Fulk. 2000. United Nations Institute for training and research,

- Explorations in geographic information systems technology Volume 1, Change and time series analysis Second edition. 52pp. Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University. Worcester MA, USA.
- ホップス, R. J ・ムーニー, H. A. 1993. 生物圏機能のリモートセンシング. 397pp. シュプリンガー・フェアラーク東京, 東京.
- 池田 啓. 1997. 第7章 哺乳類の将来—保全生物学の視点から. 哺乳類の生態学 (土肥昭夫・岩本俊孝・三浦慎吾・池田啓 編), 192-230. 東京大学出版, 東京.
- 西表野生生物保護センター. 2002. イリオモテヤマネコ BOOK 第3刷. 32pp. 自然環境研究センター, 東京.
- IUCN. 2000. 2000 IUCN Red list of Threatened Species. 61pp. with CD-Rom. Compiled by Craig Hilton-Taylor, Cambridge UK.
- 伊澤雅子・土肥昭夫. 1991. イリオモテヤマネコ・ツシマヤマネコ保護対策の現状. 哺乳類科学 31 (1): 15-22.
- Izawa, M., T. Doi, and Y. Ono. 1991. Ecological study on the two species of Felidae in Japan. Wildlife Conservation (N. Maruyama, B. Bobek, Y. Ono, L. Bartos and P. R. Ratcliffe eds.) 141-143. JWRC, Tokyo.
- 伊澤雅子・阪口法明・岡村麻生・安田宣紘・阿久沢正夫・望月雅美. 1993. イリオモテヤマネコ *Felis iriomotensis* 死亡個体の記録Ⅱ. 沖縄島嶼研究 11: 107-112.
- 環境省自然環境局野生生物課. 2002. 改訂・日本の絶滅の恐れのある野生生物—レッドデータブック—1 哺乳類. 177pp. 自然環境研究センター, 東京.
- 環境庁沖縄地区国立公園野生生物事務所・林野庁九州森林管理局沖縄森林管理署. 1998. 平成9年度イリオモテヤマネコ保護増殖事業実施報告書. 66pp. 九州管理局沖縄森林管理署, 沖縄.
- 環境庁沖縄地区国立公園野生生物事務所・林野庁熊本営林局沖縄営林署. 1996. 平成7年度イリオモテヤマネコ保護増殖事業実施報告書. 66pp. 熊本営林局沖縄営林署, 沖縄.
- 環境庁沖縄地区国立公園野生生物事務所・林野庁熊本営林局沖縄営林署. 1997. 平成8年度イリオモテヤマネコ保護増殖事業実施報告書. 64pp. 熊本営林局沖縄営林署, 沖縄.
- Okamura, M., T. Doi, N. Sakaguchi, and M. Izawa. 2000. Annual reproductive cycle of the Iriomote cat *Felis iriomotensis*. Mammal Study 25: 75-85.
- 岡村麻生・阪口法明・伊澤雅子・土肥昭夫. 1995. イリオモテヤマネコ *Felis iriomotensis* の繁殖層巢に関する記録. 沖縄島嶼研究 13: 1-6.
- 岡村麻生・鎌 雅哉・伊澤雅子・土肥昭夫・阪口法明. 2002. イリオモテヤマネコの交通事故とその防止策. 日本哺乳類学会 2002 年度大会プログラム・講演要旨集. p.181. 日本哺乳類学会. 231pp.
- Sakaguchi, N. 1994. Ecological aspects and social system of the Iriomote Cat *Felis iriomotensis* (Carnivore; Felidae) Ph. D. thesis. 67pp. Kyushu University, Fukuoka.
- 阪口法明・伊澤雅子. 1992. イリオモテヤマネコ *Felis iriomotensis* 死亡個体の記録Ⅰ. 沖縄島嶼研究 10: 25-35.
- 阪口法明・中島 和・青山銀三・桑原靖則・池原貞雄・西平守孝. 1989. イリオモテヤマネコの死亡及び捕獲・保護の記録. 沖縄島嶼研究 7: 15-28.
- 自然環境研究センター. 1994. 平成5年度イリオモテヤマネコ生息特別調査報告書—第3次特別調査—. 101pp. 自然環境研究センター, 東京.
- Sunquist, M. and F. Sunquist. 2002 Wild cats of the world. 452pp. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Watanabe, S. 2001. Plasticity of feeding pattern considering home range utilization based on geographic information and food habit of the Iriomote cat *Felis iriomotensis*. 24+22 pp. MC. thesis, University of the Ryukyus, Okinawa.
- 渡辺伸一・中西 希・阪口法明・土肥昭夫・伊澤雅子. 2001. 地理情報と追跡データを用いたイリオモテヤマネコの生息地解析. 地理情報システム学会論文集 10: 345-348.
-
- (受付 2002 年 8 月 7 日)
- (受理 2002 年 11 月 28 日)