原著論文 ORIGINAL PAPER

多摩丘陵および関東山地における非飛翔性哺乳類の種組成に対する森林の孤立化の影響

園田 陽一¹⁾・倉本 宣²⁾

1) 国土交通省国土技術政策総合研究所 (元明治大学農学部) 〒305-0804 つくば市旭1

2) 明治大学農学部 〒214-8571 川崎市多摩区東三田1-1-1

Youichi SONODA¹⁾ and Noboru KURAMOTO²⁾: Effect of forest fragmentation on species composition of non-flying mammals in the Tama hill and Kanto mountain region. *Ecol. Civil Eng.* 11(1), 41-49, 2008.

1) National institute for land and infrastructure management, Ministry of land, infrastructure and transport, 1 Asahi, Tsukuba, 305-0804, Japan

2) Faculty of agriculture, Meiji university, 1-1-1 Higashimita, Tama, Kawasaki, 214-8571, Japan

Abstract: We examined the influence of forest fragmentation on species composition of non-flying mammals. We classified the study sites into three isolation gradients (mountain forest, continuous forest, and isolated forest), depending on the degree of isolation of each forest type, and chose three study sites from each isolation gradient. We located remote cameras along animal trails from April to October in 2005 and 2006, and recorded species composition and Relative Abundance Index (RAI) of non-flying mammals. Analysis of species presence or absence was done using non-metric Multi-dimensional scaling (nMDS) and Hierarchical Cluster Analysis (HCA) techniques. Non-flying mammals in the habitats were classified into four types: (1) mountainous species inhabiting mountain forest at high frequency; (2) hill species inhabiting mountain forest and continuous forest; (3) widely distributed species inhabiting mountain forest, continuous forest, and isolated forest; and (4) Locality species locally inhabiting mountain and continuous forest. Species richness decreased as isolation increased. Therefore, we conclude that mountain forests are species sources, and isolation forests are important habitats for generalist species. In the ecological network planning, mountain forests may function as core areas, and isolation forests may function as base and center for generalist species.

Key words: ecological network, habitat fragmentation, infrared-censor camera, non-flying mammal, species composition

はじめに

大きな面積を占めていた生息地は、道路建設、農地、都市開発やその他の人間活動により分断化されている (ブリマック・小堀 1997)。生息地の分断化の影響は、パッチのサイズの小規模化、相互連結性の低下などの空

間的構造の変化をもたらし、種の移動の低下等により、パッチ内部を利用する種や大きな行動圏を持つ種の分散の阻害やパッチ内部を利用する種数の減少をもたらし (Forman 1995)。また、孤立したパッチでは連続したパッチよりも個体群の成長率が低く、局所的に絶滅しやすい (Fahrig & Merriam 1985)。しかし、大面積のパッチが存在する場合には、分散者を連続的に送り出すソースとして機能し、近接した小さなパッチに生息する地域個

2007年5月11日受付, 2008年1月22日受理

1) e-mail: sonoda-y92ta@nilim.go.jp

体群を支持するため、局所的な絶滅は低下する (Opdam 1991)。

生息地の分断・孤立化に対して、生態的ネットワークやグリーンウェイが自然保護政策において中心的な役割を果たしており、ヨーロッパやアメリカにおいて全域、国土、地域などの様々なスケールレベルで計画されている (Jongman 1995; Fábos 1995)。また、わが国においても、環境基本計画、生物多様性国家戦略、国土利用計画等の国レベルの様々な計画に生態的ネットワークの基礎となる概念が盛り込まれている (奥山 1999)。生態的ネットワーク計画の際には、生態的優先性や潜在的な生態的結節性を明らかにするために、土地利用、景観特性、目標種、保全優先性の高い生態群集を含む重要な生態的地域を特定することが必要となる (Hector et al. 2000)。また、計画において目標種の分布や存在量と土地利用パターンとの関連性は、適地地図の作製、さらにはコアエリアやコアエリア間のコリドーのデザインに利用される (Bani et al. 2002; Massa et al. 2004)。

生態的ネットワーク計画に応用されるような陸生野生哺乳類とランドスケープパターンについての研究事例は、わが国においては原科ほか (1999) の哺乳類の分布と森林の連続性との関連を分析した研究に限られている。また、世界においても、野生哺乳類の種の存在量や多様性とランドスケープパターンの関係を解析した研究は、小型哺乳類についての研究例が多い (例えば、森林: Lynam & Billick 1999; Pardini et al. 2005; 農地: Silva et al. 2005)。その理由として、野生哺乳類の分布や個体群密度の評価は、生息痕跡 (糞・足跡)、捕獲や観察によって行われており、時間や労力がかかるためである。

近年、野生哺乳類の生息調査は、捕獲や観察による従

来の方法と比べて時間や経費の節約ができ、動物への影響が少ない利点があることから自動撮影カメラが利用されている (Cutler & Swann 1999)。自動撮影カメラは、地域ごとの種の個体群密度推定 (Karanth 1995; Karanth & Nichols 1998) や相対存在量の評価 (O'Brien et al. 2003) や動物相調査 (Silveira et al. 2003; Yasuda 2004; 塚田ほか 2006) へ応用されるようになり、哺乳類の種組成を調査するための技術手法の基盤は整っている。そのため、本研究では、ランドスケープレベルで緑地の孤立化が非飛翔性哺乳類の種組成に与える影響を解明することを目的とした。また、これらの成果を基に、野生哺乳類に配慮した都市および都市近郊の生態的ネットワークを計画する際の保全目標種や緑地のネットワーク形成に対する指針を示した。

調査地および調査方法

調査対象地

本研究では、森林の分断・孤立化の傾度 (以下、孤立傾度とする) が哺乳類の種組成に与える影響を評価することを目的とし、東京都西部の関東山地と多摩丘陵の北西部から北東部までを調査範囲とし、(1) 関東山地に属し、分断・孤立化がない広大な森林 (山地林: Mountain forest), (2) 多摩丘陵に属し、分断化しているものの周囲の森林と結節性が高い森林 (連続林: Continuous forest), (3) 多摩丘陵に属し、市街地等に囲まれて分断・孤立化が著しく周囲の森林との結節性が低い森林 (孤立林: Isolation forest) の3つの孤立傾度に分類し、各孤立傾度あたり3ヶ所の調査地を選定した (Table 1)。その際に、調査地として選定する公園緑地の面積は、およそ 10 ha

Table 1. General descriptions of the study sites.

MF=Mountain forest. CF=Continuous forest. IF=Isolation forest.

Study site	Isolation gradient	Area (ha)	Average elevation (m)	Latitude	Longitude
1 Tobuki-kita Conservation Area (TCA)	MF	9.5	196.3	35°42'31.59"N	139°16'57.52"E
2 Hoshoji Conservation Area (HCA)	MF	14.3	206.2	35°41'14.28"N	139°16'24.27"E
3 Tama Forest Science Garden (TFSG)	MF	48.6	215.1	35°38'45.81"N	139°16'48.01"E
4 Naganuma Park (NP)	CF	32.0	146.7	35°38'15.46"N	139°22'9.88"E
5 Zusi Conservation Area (ZCA)	CF	36.6	92.4	35°35'47.06"N	139°25'45.84"E
6 Kurokawa Planned Farm Site (KPFS)	CF	16.0	113.9	35°36'35.63"N	139°27'8.91"E
7 Komiya Park (KP)	IF	25.2	138.0	35°40'22.03"N	139°20'27.97"E
8 Sakuragaoka Park (SP)	IF	27.9	112.0	35°38'17.05"N	139°27'38.13"E
9 Tama Experimental Area (TEA)	IF	6.0	92.5	35°38'27.52"N	139°27'34.67"E
10 Ikuta Park (IP)	IF	42.3	63.4	35°36'36.52"N	139°33'38.29"E

以上とした．ここで，調査対象地面積を 10 ha 以上とした理由は，中型哺乳類であるニホンアナグマ *Meles meles*，ホンダヌキ *Nyctereutes procyonoides viverrinus*，ホンドキツネ *Vulpes vulpes*，ホンドテン *Martes melampus* の最小行動圏の 10 ha (日高 1996) を基準とし，それ以下の面積の公園緑地では定住的な生息が見込めないと考えたためである．調査地として選定した緑地は，山地林は東京都八王子市の独立行政法人森林総合研究所 (科学園：TFSG)，戸吹北緑地保全地域 (戸吹北：TCA)，宝生寺緑地保全地域 (宝生寺：HCA) の 3 箇所を，連続林は東京都八王子市の都立長沼公園 (長沼：NP)，東京都町田市の図師小野路歴史環境保全地域 (図師：ZCA)，神奈川県川崎市麻生区黒川の明治大学農場予定地 (黒川：KPFS) の 3 箇所を，孤立林は東京都八王子市の都立小宮公園 (小宮：KP)，東京都多摩市の都立桜ヶ丘公園 (桜ヶ丘：SP) と独立行政法人森林総合研究所多摩試験地 (多摩試験地：TEA)，神奈川県川崎市多摩区の川崎市立生田緑地 (生田：IP) の 4 箇所の計 10 箇所である (Table 1, Fig. 1)．多摩試験地 (6.0 ha) は桜ヶ丘と隣接しており，ここで

は多摩試験地は桜ヶ丘の一部として扱うため，両調査地をまとめて解析した．

各調査地の戸吹北，宝生寺，図師は「東京における自然の保護と回復に関する条例」により保全地域に指定され，長沼，小宮，桜ヶ丘，生田は「都市公園法」に基づく都市公園に指定され，科学園，多摩試験地，黒川は法人所有地である．各調査対象地の植生はヤブツバキクラス域代償植生に属しており，戸吹北，宝生寺，図師は，高木層に落葉広葉樹のコナラ *Quercus serrata* が優占し，一部 スギ *Cryptomeria japonica* - ヒノキ *Chamaecyparis obtusa* 林が混在する地域である (東京都環境局 HP)．科学園は，樹木園，天然生林，人工林からなり高木層はモミ *Abies firma*，亜高木層はアラカシ *Quercus glauca* を主とするカシ類やスダジイ *Castanopsis sieboldii* などの常緑広葉樹が優占する林分が多い (多摩森林科学園 1994)．長沼，小宮，桜ヶ丘・多摩試験地，生田，黒川は，コナラを主体とする森林である．

野生哺乳類の種組成と相対出現頻度の評価

調査を開始するにあたり調査対象地内の尾根を全て踏

Fig. 1. Location of the study sites. The grey area shows forest, the thick line indicates mountain forest, the dotted line indicates continuous forest, the other forests indicate isolation forests. Roman numerals are: I=TCA; II=HCA; III=TFSG; IV=NP; V=ZCA; VI=KPFS; VII=KP; VIII=SP・TEA; IX=IP

Table 2. Result of the camera-trapping study at study sites. Numbers in parentheses are the proportion of valid photographs and invalid photographs to total photographs.

Study site	No. of cameras	Study period	Camera-days	No. of valid photographs (%)	No. of invalid photographs (%)	Total
TCA	5	19 May 2006~5 Oct. 2006	633	100 (35.7)	180 (64.3)	280
HCA	4	25 Jun. 2006~5 Oct. 2006	428	147 (42.4)	200 (57.6)	347
TFSG	5	2 May 2005~8 Jun. 2005, 11 Jul. 2005~11 Aug. 2005	323	152 (44.3)	191 (55.7)	343
NP	6	22 Jun. 2006~8 Oct. 2006	405	151 (35.4)	276 (64.6)	427
ZCA	7	24 Apr. 2005~21 May 2005, 4 Jul. 2005~7 Aug. 2005	383	167 (45.5)	200 (54.5)	367
KPFS	4	9 Jun. 2005~3 Jul. 2005, 16 Aug. 2005~26 Sep. 2005	290	54 (23.2)	179 (76.8)	233
KP	3	4 Jun. 2006~20 Oct. 2006	278	48 (19.4)	199 (80.6)	247
SP・TEA	6	10 Jun. 2006~17 Oct. 2006	544	137 (28.4)	346 (71.6)	483
IP	5	10 Jul. 2006~15 Oct. 2006	504	186 (44.2)	235 (55.8)	421
Total			3788	1264 (36.3)	2229 (63.7)	3493

査し、丘腹斜面の獣道の分布を明らかにした。それぞれの調査対象地に用いたカメラの数は、3～7台である (Table 2)。展葉前や落葉後の樹冠鬱閉率の低い環境では、木漏れ日によって誤作動を起こす率が高いことが報告されている (Yasuda 2004)。そのため、設置場所は樹林内とし、調査期間は葉が展葉する4月から落葉する10月までとし、そのデータを基に相対出現頻度を評価した (Table 2)。また、調査期間内に全ての種が出現しないことが考えられるため、調査地間の種の出現の有無を評価するために、11月以降1ヶ月間程度任意にカメラを設置し、調査期間と非調査期間を合わせて、種の出現の有無を評価した。撮影に用いたフィルムは、感度ISO400、フォーマット35mm 36枚撮りのものを用い、およそ1ヶ月置きに回収を行った。撮影の際に、撮影日、撮影時間を記録するようにカメラの設定を行った。

解析方法

ここで用いる用語の一部は、塚田ほか (2006) に従った。カメラによって撮影されたフレームの全枚数を「全撮影枚数」、このうちカメラが稼動していた時間の累積日数を「カメラ日」、画像上に人 (調査者も含む) やノイヌ、ノネコなどの哺乳類や鳥類、昆虫類を除く動物の姿を確認した撮影枚数を「有効撮影枚数」、それ以外を「無効撮影枚数」とし、「無効撮影枚数」は解析から除外した。写真上で、アカネズミ *Apodemus speciosus* とヒメネズミ *Apodemus argenteus* の同定が不可能なことから、まとめてアカネズミ類 *Apodemus* spp. として扱った。

撮影された動物の多くは、個体識別が困難であり同一個体の重複カウントの可能性がある。そのため、O'Brien

et al. (2003) に従い、各哺乳類種の撮影時間帯が30分以上のものを「独立撮影イベント」とし、種ごとに独立撮影イベント数を集計した。1枚あたりの撮影個体数が複数であり、30分以内に連続撮影された場合には、30分以内の最大個体数を採用した。カメラ日あたりの頻度を撮影頻度指標 (RAI_{camera} : Relative Abundance Index) を O'Brien et al. (2003) にしたがって算出し、調査地別に各種の RAI_{camera} を平均したものを調査地あたりの撮影頻度指標 (RAI_{area}) とした。この際に RAI の算出には調査期間内に撮影されたもののみを扱った。 RAI_{area} は各種の生息密度や種の活動パターンが反映されることが考えられるため、ここではその種の撮影されやすさの指標として用いた。

調査対象地は森林のパッチの一部を対象としているため、調査対象地周辺の土地利用の面積率を算出し、周辺の土地利用の影響を検討した。調査対象地周辺に生息する哺乳類の中で最も広い行動圏を持つキツネの行動圏についての事例は、最も大きいもので入笠山の259.5～1866.5 ha (山本 1996) がある。そこで、調査対象地の重心からキツネの最小行動圏に近似する半径1 kmのBuffer (およそ300 ha) を発生させた。Buffer内の環境情報は建設省細密数値情報10 mメッシュ土地利用 (1994年) を用い、GISソフトはArcview3.2a (ESRI社) を用いた。算出したBuffer内の土地利用面積率は、山林・荒地、農地 (田、畑・その他の農地)、公園・緑地、河川、市街地 (造成地、宅地、道路用地、公園緑地を除く公共公益施設用地) である。

統計解析には、SPSS12.0Jを用いた。Buffer内の各土地

利用の面積率を変数に Ward 法および平方ユークリッド距離を用いた階層クラスター分析（以下、クラスター分析とする）を行い、土地利用クラスターに分類した。各クラスターの土地利用面積率に対して Shapiro-Wilk test により正規性を検定し、Levene test により等分散性を検定した。正規性および等分散性が仮定されたものについては、Student *t*-test を行った。

孤立傾度に対する種数との関連性を Jonckheere-Terpstra test により解析した。また、孤立傾度ごとの各種 RAI_{area} の比較において、3 群以上の検定には Kuraskal-Wallis test を 2 群の検定には Mann-Whitney *U*-test を行った。

次に、各調査地における調査期間および調査期間外の種ごとの 2 値データ（出現 = 1，非出現 = 0）を変数として、非計量的多次元尺度法 (nMDS: non-metric Multidimensional Scaling) により分析し、種の出現パターンを解析した。その際に、森林性ではないクマネズミ *Rattus rattus* は解析から除外した。次に、nMDS により得られた各変数の次元係数を基に、クラスター分析により種の出現クラスターに分類した。

結 果

調査対象地周辺の土地利用

土地利用の面積率によるクラスター分析の結果から、小宮、桜ヶ丘・多摩試験地、長沼、生田からなるクラスター I と戸吹北、図師、宝生寺、黒川、科学園からなるクラスター II に分類された (Fig. 2)。各クラスターにおける土地利用の面積率について、河川率を除いては正規性および等分散性が仮定された。そこで、各クラスター間の土地利用の面積率 (河川率は除外) の平均の差を Student *t*-test を行った。山林・荒地率と市街地率について

Table 3. Differences between proportion of Cluster I land use and Cluster II land use. Asterisks indicate statistically significant differences ($p < 0.01$, Student *t*-test).

Land use	Cluster I (n=5)		Cluster II (n=4)	
	Average	S. D.	Average	S. D.
Forest**	41.8	6.7	19.6	4.9
Farmland	9.5	4.5	4.0	1.7
Urban**	45.0	7.2	71.0	6.6
Open-space	2.2	0.7	3.8	3.9
River	1.6	2.4	1.6	1.4

有意な差がみとめられ (Student *t*-test, $p < 0.01$)、クラスター I は山林・荒地率が高く、クラスター II は市街地率が高かった (Table 3)。

以上の結果から、調査対象地間での土地利用の明確な相違は、市街地率および山林・荒地率であり、その他の土地利用で大きな相違はみとめられなかった。また、孤立傾度が低い地域では山林・荒地率が高く、孤立傾度が高い地域では市街地率が高かった。孤立傾度と山林・荒地率はほぼ連関しており、それぞれの影響を分離して検証することはできない。そのため、差し当たり孤立傾度が哺乳類の種組成や RAI に与える影響についてのみを解析し、考察を行った。

自動撮影カメラによる撮影頻度

全調査地におけるカメラ日の合計は 3788 日であり、有効撮影枚数は 1264 枚 (36.3%)、無効撮影枚数は 2229 枚 (63.7%) であった。

各調査対象地において自動撮影カメラにより撮影された非飛翔性哺乳類の種名および種数について Table 4 に示した。在来種は大型哺乳類のニホンイノシシ *Sus scrofa* (イノシシ: Boar)、中型哺乳類のホンドキツネ (キツネ: Fox)、ニホンアナグマ (アナグマ: Badger)、ホンダタヌキ (タヌキ: Raccoon dog)、ホンダテン (テン: Marten)、ニホンノウサギ *Lepus brachyurus* (ノウサギ: Hare)、小型哺乳類のニホンリス *Sciurus lis* (リス: Squirrel)、アカネズミ類 (Field mouse) であり、外来種は中型哺乳類のアライグマ *Procyon lotor* (Raccoon)、ハクビシン *Paguma larvata* (Palm civet)、小型哺乳類のクマネズミの全 11 種であった。野生哺乳類の出現種数は、山地林では戸吹北が 7 種、宝生寺が 10 種、科学園が 10 種、連続林では長沼が 5 種、図師が 7 種、黒川が 7 種、孤立林では小宮が 4 種、桜ヶ丘・多摩試験地が 3 種、生田が 4 種であった。クマネズミを除き、種数の平均値 $\pm$ S. D. は山地林で 9.0 ± 1.4 、連続林で 6.0 ± 0.8 、孤立林で 3.3 ± 0.5 であり、孤

Fig. 2. Similarity of land use in the study sites classified using Hierarchical cluster analysis based on Ward's method with squared Euclidean distance.

Table 4. Species recorded by remote cameras at each study site. White circles indicate species recorded by remote cameras on survey period, and black circles indicate species recorded by remote cameras on non-survey period.

Common name	Species	MF			CF			IF		
		TCA	HCA	TFSG	NP	ZCA	KPFS	KP	SP・TEA	IP
Japanese wild boar	<i>Sus scrofa</i>	○	○	○						
Red fox	<i>Vulpes vulpes</i>		○	●		○				
Japanese badger	<i>Meles meles</i>	○	○	○	○	○	○			
Raccoon	<i>Procyon lotor</i>	○	○	○	○	●	●	○		
Raccoon dog	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Masked palm civet	<i>Paguma larvata</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Japanese marten	<i>Martes melampus</i>	○	○	○						
Japanese hare	<i>Lepus brachyurus</i>		○	○		○	○			
Japanese squirrel	<i>Sciurus lis</i>	○	○	○						
Japanese field mouse	<i>Apodemus spp.</i>		○	○	○	○	○	○	○	○
Roof rat	<i>Rattus rattus</i>						●			○
No. of species recorded		7	10	10	5	7	7	4	3	4

Fig. 3. Comparison of species RAI_{area} among mountain forest (MF), continuous forest (CF) and isolation forest (IF) (mean $\pm$ S. D.).

立傾度に関連して種数が有意に減少する傾向がみとめられた (Jonckheere-Terpstra test, $p < 0.01$).

各種の孤立傾度別の RAI_{area} の平均値 $\pm$ S. D. を Fig. 3 に示した. 各種の RAI_{area} には孤立傾度間で有意な差はみとめられなかった ($p > 0.05$).

各孤立傾度の非飛翔性哺乳類の種組成

各調査地における種の出現の有無を変数とした nMDS を行った結果では, 2次元によるストレス値 = 0.012, 決定係数 = 0.999 であり, モデル適合度は高かった (Fig. 4). 次に, 次元係数を変数としたクラスター分析の結果では, 大きく 4 つのクラスターに分類され, イノシシ, テン, リスといった山地林のみに出現するグループ, アナグマ, アライグマといった山地林, 連続林に出現するグループ, キツネ, ノウサギといった山地林において確認される場所が局所的であり, また連続林において確認される場所が局所的であるグループ, タヌキ, ハ

クビシン, アカネズミ類といった山地林, 連続林, 孤立林のいずれにも出現するグループの 4 グループに分類された (Fig. 5).

考 察

孤立傾度が非飛翔性哺乳類の種組成に与える影響

nMDS の結果から, 次元 1 は, イノシシ, テン, リスのような山地林に偏って出現する種が正の次元係数を持ち, タヌキ, ハクビシン, アカネズミ類のように山地林, 連続林, 孤立林と広範囲に出現する種が負の次元係数をもつことから「山地性の軸」と解釈し, 次元 2 は, キツネ, ノウサギのように山地林や連続林において出現する場所と出現しない場所があるような局所的な傾向を示す種が正の次元係数を持ち, イノシシ, テン, リスのように全ての山地林に出現する種が負の次元係数を持つことから

Fig. 4. nMDS biplot of species presence and absence recorded by remote cameras.

Fig. 5. Similarity of species appearance classified using Hierarchical cluster analysis based on Ward's method with squared Euclidean distance.

「局所性の軸」と解釈した (Fig. 4)。また、種の出現パターン (Table 4) および nMDS の次元係数を変数としたクラスター分析 (Fig. 5) の結果から、主に山地林にのみ出現する山地性種、山地林および連続林に出現する丘陵地性種、山地林および連続林に局所的に出現する局所性種、山地林、連続林、孤立林のいずれにも出現する広域性種とそれぞれ名づけた。

山地性種に分類されたイノシシの分布を規定する要因については、日本におけるイノシシの環境選好性についての先行研究はほとんどないため、今後の研究が待たれる。しかし、原科ほか (1999) の結果から、イノシシは「準奥山的な性格を持つ種群」に分類されており、本研究においても山地性種として分類されたことから結節性の高い森林に分布が規定されることが考えられる。テンは若

齢林よりも成熟した森林に生息し、伐採地・農地、草原等の開放域を忌避する (中村 2001)。また、リスは森林の面積やアカマツ、クルミや常緑広葉樹・針葉樹と落葉樹の混交林などの選好環境の面積によって決定される (Kataoka & Tamura 2005)。そのため、山地性種は人為的な影響の少なく結節性の高い山地林に、分布が規定されることが考えられる。

丘陵地性種に分類されたアナグマは採餌環境として林縁や農地が重要であり、巣穴は西向き以外の支尾根の林内斜面を利用する (Kaneko et al. 2006)。そのため、アナグマのような丘陵地性種は、結節性の高い丘陵地の森林に分布が規定されることが考えられる。外来種であるアライグマについての環境選好性についての研究事例は少なく、分布はペットとして放逐された地点に影響されるため、森林の結節性からアライグマの分布を説明することは困難であると考えられる。

局所性種に分類されたキツネは草地や水辺環境を採餌場所や休息場所として利用し (Takeuchi & Koganezawa 1992)、ノウサギはイネ科草本などを食物として主に利用し (山田 1996)、どちらの種も草原的な環境を好む。また、局所性種は山地林と連続林に分布することから森林の結節性に影響を受けるが、局所的な出現の原因は草地的な環境の量であると考えられる。

広域性種に分類されたタヌキのようなジェネラリストの食肉目哺乳類は、ハビタットの孤立化により、人由来のランドスケープに依存するとされている (Litvaitis & Villafuerte 1996)。実際に、タヌキは食物を人為的な残渣に依存し (山本 1991)、近年都市的な土地利用の地域に分布域を拡大しつつある (園田・倉本 2001)。一方、出羽 (2002) は、エゾアカネズミやヒメネズミは大面積の森林や比較的大きな孤立林に生息するとしている。このことから、比較的大面積の孤立林は、広域性種の主要な生息地として機能すると考えられる。

以上のように、山地性種、丘陵地性種、局所性種のようなスペシャリスト的な分布特性を持つ種は森林の孤立化の影響を受けやすく、広域性種のようなジェネラリスト的な分布特性を持つ種は森林の孤立化の影響を受けづらくことが考えられる。

孤立傾度と種数の関連性を解析した結果から、森林の連結性が高い森林ほど種の豊富さが高くなることが明らかとなった (Table 4)。そのため、山地林や連続林のような結節性の高い森林は、種の供給源 (ソース) として機能すると考えられる。

Buffer 内の土地利用の面積率によりクラスター分析を

行った結果から、山林・荒地率が有意に高いクラスターを「森林優占クラスター」とし、市街地率が有意に高いクラスターを「市街地優占クラスター」とした。森林優占クラスターに分類された調査対象地は、全ての山地林と長沼以外の連続林であり、市街地優占クラスターに分類された調査対象地は長沼と全ての孤立林であった。長沼が市街地優占クラスターに分類されたのは、連続林群の縁に属しているために市街地の面積率が高かったと考えられる。また、他の連続林で確認されたキツネやノウサギの出現が長沼では確認されなかったが、この要因が土地利用の影響によるものかどうかは明らかにできなかった。

本研究において局所性種として分類されたキツネ、ノウサギは、出現が局所的であり、RAI も低かった。今後は、カメラの設置環境や設置密度を変えた際のトラップ率を検証し、局所性種の適切な評価手法を検討する必要がある。また、本研究では、哺乳類の個体群密度の評価を行うことができなかったため、森林の孤立化が哺乳類のアバンダンスに与える影響を評価することができなかった。今後、カメラトラップを用いて哺乳類の個体識別が可能なアバンダンス評価手法を開発することが必要である。

都市域および都市近郊域の生態的ネットワークに対する指針

生態的ネットワーク計画において保全目標種を検討する際に、都市・都市近郊域では広大な森林を保全することは不可能であり、山地性種の生息地ネットワークを形成することは困難である。そのため、山地林から連続林まで生息し、孤立化の影響を受けやすい丘陵地性種のアナグマや局所性種のキツネ、ノウサギといった種は都市から都市近郊域にかけての生態的ネットワーク計画の保全目標種とすることができると考えられる。孤立傾度が減少すると種数が増加することから、山地林や連続林は都市・都市近郊域において種の供給源（ソース）としての機能を持つ。そのため、山地林や連続林は空間的な保全優先性が高く、都市から都市近郊域にかけての生態的ネットワークにおいて中核地域として機能するため、山地林と連続林との間のネットワークを分断しないことが種多様性の保全に重要である。また、孤立林であってもある程度の面積があれば、ジェネラリスト的な分布特性を持つ種のうちネズミ類のような行動圏も狭い小型哺乳類の個体群の存続可能性を許容する生息地として機能し、中型哺乳類のように長距離を移動する種の拠点地域として作用する可能性がある。そのため、孤立林の面積の縮

小を防ぐとともに、山地林や連続林とのネットワークを高める必要がある。

摘 要

本研究では、森林の孤立化が非飛翔性哺乳類の種組成に与える影響について明らかにすることを目的とした。調査対象地を、森林の孤立化の程度により、3つの孤立傾度（山地林、連続林、孤立林）に分類し、各孤立傾度あたり3ヶ所の調査地を選定した。2005年と2006年の4～10月にかけて獣道に自動撮影カメラを設置し、非飛翔性哺乳類の種組成および存在量を分析した。各調査地における種の出現の有無をnMDSおよびクラスター分析により分析したところ、生息地利用タイプは（1）山地林に高い頻度で出現する山地性種、（2）山地林および連続林に出現する丘陵地性種、（3）山地林、連続林、孤立林のいずれにも出現する広域性種、（4）山地林および連続林に局所的に出現する局所性種の4タイプに分類された。また、孤立傾度が高まるにつれて種の豊富さは減少した。

そのため、山地林や連続林は種の供給源として機能し、孤立林はジェネラリストの重要な生息地として機能する。生態的ネットワーク計画において、山地林や連続林はコアエリアとして作用し、孤立林はジェネラリスト的な哺乳類の拠点地区として作用すると考えられる。

謝 辞

本調査を行うにあたり、東京都環境局多摩環境事務所、東京都建設局西部公園緑地事務所、桜ヶ丘公園サービスセンター、小宮公園サービスセンターの方に調査許可や調査地における環境情報についてお世話になった。また、図師小野路歴史環境保全地域の町田歴環管理組合の方々には、調査に訪れた際に数限りない便宜を図っていただいた。また、戸吹北緑地保全地域のボランティアの戸吹北森を守る会、宝生寺緑地保全地域のボランティアの葉（ひこばえ）、都立長沼公園の多摩丘陵の自然を守る会、都立桜ヶ丘公園の雑木林ボランティア、川崎市立生田緑地のNPO法人かわさき自然調査団の方々には調査のために活動地利用に対してご理解とご協力をいただいた。独立行政法人森林総合研究所多摩森林科学園の田村典子博士には、調査地および周辺における野生哺乳類の情報や論文の執筆にあたり多くのアドバイスをいただいた。ここで、お世話になった全ての方々にお礼申し上げる。

本調査は、科学研究費補助金基盤研究 (B) 課題番号 17380027「都市近郊の大学農場とその周辺の里山を活用した保全教育の展開 (研究代表者：倉本宣)」の一部を利用して行った。

引用文献

- Bani L., Baietto M., Bottoni L. & Massa R. (2002) The use of focal species to design a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology* **16**: 826-831.
- Cutler T. L. & Swann D. E. (1999) Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* **27**: 571-581.
- 出羽寛 (2002) 農耕地域におけるネズミ類の分布と孤立林の利用形態. *哺乳類科学* **42**: 139-151.
- Fábos J. G. (1995) Introduction and overview: the greenway movement, uses and potentials of greenways. *Landscape and Urban Planning* **33**: 1-13.
- Fahrig L. & Merriam G. (1985) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* **66**: 1762-1768.
- Forman R. T. T. (1995) *Land Mosaics: The ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press, New York.
- 原科幸爾・恒川篤史・武内和彦・高槻成紀 (1999) 本州における森林の連続性と陸棲哺乳類の分布. *ランドスケープ研究* **62**: 569-576.
- 日高敏隆 (1996) *日本動物大百科 1 哺乳類 I*, 平凡社, 東京.
- Hector T. S., Carr M. H. & Zwick P. D. (2000) Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida Ecological Network. *Conservation Biology* **14**: 984-1000.
- Jongman R. H. G. (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* **32**: 169-183.
- Kaneko Y., Maruyama N. & Macdonald D. W. (2006) Food habits and habitat selection of suburban badgers (*Meles meles*) in Japan. *Journal of Zoology* **270**: 78-89.
- Karanth K. U. (1995) Estimating Tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* **71**: 333-338.
- Karanth K. U. & Nichols J. D. (1998) Estimating of Tiger density in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* **79**: 2852-2862.
- Kataoka T. & Tamura N. (2005) Effect of habitat fragmentation on the Japanese squirrels *Sciurus lis*, in suburban forests. *Mammal Study* **30**: 131-137.
- Litvaitis J. A. & Villafuerte R. (1996) Intraguild predation, mesopredator release, and prey stability. *Conservation Biology* **10**: 676-677.
- Lynam A. J. & Billick I. (1999) Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. *Biological Conservation* **91**: 191-200.
- Massa R., Bani L., Baietto M., Bottoni L. & Schioppa E. P. (2004) An ecological network for the Milan region based on focal species. In: *Ecological networks and greenways-concept, Design, Implementation* (eds. R. Jongman & G. Pungetti), pp. 188-199. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- 中村俊彦 (2001) 富士北麓におけるニホンテンの食性及び行動圏. 東京農工大学修士論文, 東京.
- O'Brien T. G., Kinnaird M. F. & Wibisono H. T. (2003) Crouching tiger, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* **6**: 131-139.
- 奥山正樹 (1999) 国土生態系ネットワークの形成とエコ・ネット・マップ. *ワイルドライフ・フォーラム* **4**: 127-138.
- Opdam P. (1991) Metapopulation theory and habitat fragmentation. *Landscape Ecology* **5**: 93-106.
- Pardini R., de Souza S. M., Braga-Neto R. & Metzger J. P. (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* **124**: 253-266.
- ブリマック R. B.・小堀洋美 (1997) 保全生物学のすすめ—生物多様性保全のためのニューサイエンス—, 文一総合出版, 東京.
- Silva M., Hartiling L. & Opps S. B. (2005) Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Conservation* **126**: 556-568.
- Silveira L., Jácomo A. T. A. & Diniz-Filho J. A. F. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* **114**: 351-355.
- 園田陽一・倉本宣 (2001) 神奈川県都市近郊域におけるホンダヌキ *Nyctereutes procyonoides viverrinus* の分布と土地利用の関係について. 明治大学農学部研究報告 **128**: 1-11.
- Takeuchi M. & Koganezawa M. (1992) Home range and habitat utilization of the red fox in the Ashio mountains, Central Japan. *Journal of the Mammalogical Society of Japan* **17**: 95-110.
- 多摩森林科学園 (1994) 多摩森林科学園施業計画. 森林総合研究所多摩森林科学園. 東京.
- 東京都環境局 HP, http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/sizen/hozentiiki/shitei_hyo.htm (2007 年 3 月 19 日閲覧)
- 塚田英晴・深澤充・小迫孝実・須藤まどか・井村毅・平川浩文 (2006) 放牧地の哺乳類相調査への自動撮影装置の応用. *哺乳類科学* **46**: 5-19.
- 山田文雄 (1996) ニホンノウサギとエゾユキウサギ. 「日本動物大百科—哺乳類 I—」(日高敏隆監修), 平凡社, 東京.
- Yasuda M. (2004) Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study of mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study* **29**: 37-46.
- 山本祐治 (1991) 川崎市域で収集されたホンダヌキの食性・分布域について. 川崎市自然環境調査報告 II 185-194.
- 山本祐治 (1996) 亜高山帯域におけるホンダヌキ *Vulpes vulpes japonica* の行動圏と環境利用. *自然環境科学研究* **9**: 47-61.