京都市街地都市林におけるアオバズクの生息環境適合度モデル

Habitat Modeling for the Brown Hawk Owls in Urban Woods of Kyoto City

橋本 啓史* 澤 邦之** 森本 幸裕*** 西尾 伸也****

Hiroshi HASHIMOTO Kuniyuki SAWA Yukihiro MORIMOTO Shinya NISHIO

Abstract : Brown Hawk Owl (*Ninox scutulata*) is a migratory insectivorous bird which breeds in tree cavities, and a target species for old woods in urban areas of Japan. Population of the owl is decreasing recently because of diminishing of old woods in Japan and also in tropical rain forests: their habitats during non-breeding season. A habitat model using statistical methods is a good tool to answer the question how much forest is required for conservation of a target species. We made a habitat model for the owl using a logistic regression model. We searched for owls by examining almost every large tree with cavities in a 25km² urban area in Kyoto City during the breeding season (May to July) of 2002. Fourteen trees determined to be habitats of owls and 15 trees with cavities but without nests were found. Applying logistic regression analysis with the stepwise method and AIC, the area of tree cover and the area of urbanized area within a radius of 100 m were determined to be variables for the habitat model of the owl. From the result, at least 1.1 ha of woods including an old tree with a cavity is necessary for conservation of the owl habitat.

Keywords: Brown Hawk Owls, birds, habitat model, urban greenery, urban woods

キーワード: アオバズク, 鳥類, ハビタットモデル, 都市緑地, 都市林

1. はじめに

アオバズク *Ninox scutulata* はフクロウ科の夜行性の猛禽類で、東南アジアの熱帯多雨林で越冬し、日本には繁殖のために初夏に飛来して、都市や農村、山地の森林にある巨木の樹洞に営巣する。主な餌は甲虫や蛾、セミであるが、小鳥や小型哺乳類、爬虫類を捕食することもある^{13),16),17),18)}。社寺林が多く残る京都市では比較的多くのアオバズクが繁殖していたが¹⁸⁾、近年、営巣できる巨木の減少⁶⁾や越冬地の熱帯多雨林の破壊⁴⁾によって本種の個体数は全国的に減少傾向にあり、近畿地区鳥類レッドデータブック¹⁾や京都府レッドデータブック⁶⁾では準絶滅危惧種に指定されている。京都の社寺林は駐車場化などによって年々面積が減少しており、アオバズクの生息可能な樹林面積を明らかにすることが、本種の保全にとって不可欠である。1970年代に静岡市内の社寺林でアオバズクの生息地が調べられた例では、樹林面積 0.01～4.0ha の社寺林で生息していたことが報告されているが¹²⁾、周囲の樹木率などとの関係については定量的に明らかにされていない。

本研究では、アオバズクの生息の有無を目的変数、樹冠面積・市街地面積・大木数・樹洞を有する木の数などの環境条件を説明変数にしたアオバズクの生息環境適合度モデルを作成し、生息環境を明らかにして、本種の保全のあり方を提言することを目的とした。2002年に環境省によって策定された『新・生物多様性国家戦略』の「ランドデザイン」の中で、「都市にも巨木がそびえ、大都市にも大きな森があり、猛禽類が悠々と空を舞っている。」という都市像が示されている。アオバズクの生息環境を保全・創出することは、まさにこの都市像を実現することと言えよう。都市において巨木を有する緑地は生物多様性保全の核となる緑地であり、生息環境適合度モデルによってアオバズクの生息に必要な樹林面積を提示することで具体的な保全面積の検討が可能となる。

2. 調査地および方法

(1) 現地調査

調査範囲は京都市東部の山麓から京都御苑を含む市街地にかけての約 5 km 四方、約 25km²の範囲である(図-1)。京都市街地には比較的自然状態に近い孤立林がいくつも残されており、村上らによって木本植物相¹⁰⁾やシダ植物相⁹⁾が報告されている。また、

図-1 調査地の範囲および樹冠・市街地・大木の分布

*京都大学大学院農学研究科 **京都大学農学部 ***京都大学大学院地球環境学堂 ****清水建設株式会社技術研究所

市街地の各地にニレ科の大木が残されている^{15),19)}。本研究では、自然的な樹林が否かに関わらず、調査範囲内全域の樹木を対象とし、アオバズクの出入り可能な入り口直径が約10cm以上の樹洞(巣箱では入り口直径が9-10cmとされる¹⁴⁾)を有する木の位置を調べた。また、胸高幹周300cm以上の大木の位置を、京都市「区民の誇りの木」事業で選定された樹木や環境庁の第4回自然環境保全基礎調査「巨樹・巨木林」調査の情報を参考に調査し、これらの大木については全て樹洞の有無も記録した。

2002年のアオバズクの繁殖期である5月から7月にかけて、樹洞および大木調査と並行してアオバズクの生息可能性について調査した。アオバズクは抱卵・育雛期の日中にオスが巣穴を見張る習性を持つことや、特徴的な糞をすることから、日中に巣穴周辺を調査すれば生息の可能性が明らかにできる¹⁸⁾。一部の樹林では、夜間に鳴き声を頼りにした生息調査をおこなった。

(2) 環境情報

2000年10月撮影の地上分解能4mの高分解能衛星IKONOSの画像から、画像解析ソフトER mapper (Earth Resource Mapping社)をもちいて、教師つき分類によって樹冠とそれ以外の部分を分けて樹冠分布図を作成した(図-1)。作成した樹冠分布図はGISソフトArc View 8.2 (ESRI社)をもちいて、以下の他の環境条件と重ね合わせた。

市街地については環境省作成の自然環境GISの土地被覆分類項目の市街地・工業地、および緑の多い住宅地のうち(公園緑地も含まれる)公園・緑地部分は除いた区域を市街地としてもちいた(図-1)。

大木および樹洞を有する木については、現地調査結果をGISに入力して、上記の樹冠分布図および市街地分布図に重ね合わせて作成した(図-1)。

(3) 分析方法

生息環境適合度モデルの作成にはロジスティック回帰分析をもちいた。ロジスティック回帰分析はある事象が起こる確率を求める回帰分析で、二値変数で表される生態学的現象によく当てはまると言われている⁸⁾。橋本・夏原の手法³⁾に倣い、読み取り範囲の異なるロジスティック回帰モデルを複数作成し、最も当てはまりの良いモデルを選択する方式をとった。

アオバズクが生息している木および樹洞はあるがアオバズクの生息していない木からそれぞれ半径100m, 250m, 500mのバッファを発生させ、その円内に含まれる環境情報(樹冠面積、市街地面積、大木数、樹洞を有する木の数)を読み取った。最大読み取り半径は富田⁶⁾が報告した最大行動距離500mを根拠にした。

環境情報の独立変数は互いに相関が高いものを同じモデルに入れないようにした。同一半径における環境情報間の積率相関係数を求め、相関係数の絶対値が0.5を超える変数がある場合は、アオバズクにとって意味が強いと考えられる指数を残し、ほかの変数を除いた。このようにして得られた環境情報を $P=0.2$ を変数の取舍の基準とするステップワイズ法をもちいたロジスティック回帰分析により、これらの環境条件の中からどれが変数として選ばれるかを調べた。なお、本研究ではアオバズクの生息に必要な樹林面積を明らかにしたいため、樹冠面積は必ずモデルに含まれるようにした。ロジスティック回帰分析にはSAS (SAS Institute社)を利用した。半径100m, 250m, 500mの読み取り半径ごとにモデルを作成し、これらの中で赤池の情報量基準(AIC)が最小のモデルを最も当てはまりの良いモデルとして採用した。

3. 結果

(1) 現地調査の結果

大木は計289本、樹洞を有する木は計92本(胸高幹周300cm未満も含む)記録した(図-1)。調査範囲東側の山中はくまな

く調査できてはいないが、針葉樹の人工林や尾根筋のシイ若齢林にはほとんど大木はないので、見落としは少ないと思われる。

14地点のアオバズクの生息地を発見した。生息場所は稀少性に鑑み図示することは避けるが、広い意味での山裾における生息地が5例、都市の孤立緑地における生息地が9例であった。内訳は、確実な営巣木が6件、親鳥の生息を確認した地点が6件、特徴的な糞痕の発見が2件であった。確実な営巣木の樹種の内訳は、クスノキ2本、スダジイ1本、ムクノキ1本、アカマツ1本、クロマツ1本であった。親鳥を観察した地点および糞痕を発見した地点から最も近い樹洞を有する木を便宜的に営巣木として、以降の解析をおこなった。

樹洞はあるがアオバズクの生息していない木は78本となるが、アオバズクはなわばりを持つため、今回は便宜的に営巣木とした地点から半径250m以遠の樹洞はあるがアオバズクの生息しない木である計15本を分析対象とした。

(2) 読み取った変数間の相関

同一読み取り半径における各独立変数間の積率相関係数を表-1に示した。各独立変数間で相関係数の絶対値が0.5を超えた半径250m内および半径500m内の樹冠面積と市街地面積は、本研究がアオバズクの生息に必要な樹林面積に興味があることから、それぞれ樹冠面積のみを分析に使用する変数とした。

(3) ロジスティック回帰分析の結果

ロジスティック回帰分析の結果を表-2に示した。赤池の情報量基準が最小のモデルである半径100m内の環境情報を読み取ったモデルを採用した。説明変数には、必ず含まれるように設定した樹冠面積のほか、市街地面積が選択された。

樹洞を有する木から半径100m内の樹冠面積および市街地面積率とアオバズクの生息確率との関係は図-2のグラフで表すことができ、樹冠面積が増加するにつれ生息確率は高くなり、市街地面積が増加するほど生息確率は低下する。今回得られたモデルでは、市街地面積の負の影響が非常に強く、半径100m内に市街地が全く含まれない場合は樹洞を有する木が1本あるだけで生息確率が0.5となった。アオバズクの生息確率が0.5を超えるために必要な半径100m内の樹冠面積は、市街地面積率が10%の時は2,900m²、市街地面積率が20%の時は6,900m²、市街地面積率が30%の時は9,100m²、市街地面積率が40%の時は12,200m²、市街地面積率が50%の時は15,300m²となった。なお、グラフ上では回帰曲線が途中で途切れているが、これは読み取り円内の面積から設定した市街地面積を引いた面積を樹冠面積の最大値としているためである。しかし、実際には市街地にある街路樹等の樹冠も計測しているため、これを超えることもある。

表-1 同一読み取り半径における各変数間の積率相関係数(n=29)。括弧内は有意水準のP値を示す。

	樹冠面積	市街地面積	大木数
半径100 m			
樹冠面積			
市街地面積	-0.494 (0.006)		
大木数	0.302 (0.111)	-0.133 (0.490)	
樹洞を有する木の数	0.228 (0.233)	0.006 (0.974)	0.472 (0.010)
半径250 m			
樹冠面積			
市街地面積	-0.546 (0.002)		
大木数	0.082 (0.672)	-0.383 (0.041)	
樹洞を有する木の数	0.005 (0.979)	-0.014 (0.943)	0.355 (0.059)
半径500 m			
樹冠面積			
市街地面積	-0.782 (0.000)		
大木数	-0.164 (0.395)	-0.399 (0.032)	
樹洞を有する木の数	-0.214 (0.265)	0.139 (0.472)	0.207 (0.281)

表－2 読み取り半径別に得られたロジスティック回帰モデルの説明変数の係数と赤池の情報量基準 AIC の比較 (n=29)。偏回帰係数の下の括弧内の値は Wald 検定による P 値。分析から除いた変数は横線を入れた。

	定数項	樹冠面積(m ²)	市街地面積(m ²)	大木数	樹洞を有する木	AIC
半径100 m	0.2698 (-0.8739)	0.000132 (0.2109)	-0.00013 (0.0241)			32.481 (0.0231)
半径250 m	-3.0418 (0.0204)	0.000033 (0.0688)	—		0.3780 (0.1540)	35.885 (0.0751)
半径500 m	-1.9182 (0.0661)	0.000005 (0.1786)	—		0.1029 (0.1782)	39.359 (0.1900)

図－3 にモデルから予測された生息確率別に分けた地点数に対して実際にアオバズクが生息していた地点数の割合を示した。予測された生息確率が 0.25 から 0.5 の間および 0.5 から 0.75 の間において、実際の生息率は理想的な在・不在の比率とは異なった。今回得られたモデルによる全体の正答率 (overall prediction success) は 0.69 であり、在・不在モデルの評価指標の 1 つである Cohen's kappa の値²⁰⁾ は 0.37 であった (表－3)。

4. 考察

(1) モデルの妥当性

今回得られたモデルの全体の正答率は 0.69 とまずまずであったが、Cohen's kappa の値は 0.37 と低いものであった (表－3)。Cohen's kappa には統計的な有意水準はないが、異なる解析方法による在・不在モデル間におけるモデルの評価や比較も可能な良い指標とされ、モデルの医学的応用では 0 から 0.4 の値をとるモデルが “slight to fair (取るに足らないものからまずまずの)”, 0.4 から 0.6 が “moderate (並の)”, 0.6 から 0.8 が “substantial (十分な)”, 0.8 から 1.0 が “almost perfect (ほぼ完全な)” モデルとされる⁷⁾。したがって、Cohen's kappa の値からは今回得られたモデルはやや予測性の劣るモデルと判断される。

このような結果になった原因として、まずサンプル数が少なかったことが考えられる。特にロジスティック回帰分析は稀に起こる事象を予測する統計手法であるため、今回のようにサンプル数が 29 と少ない上に約半数の 14 地点が生息地点というサンプルセットであったことには問題が残った。しかしアオバズクが生息可能な樹洞を単位にモデルを作成する必要があったため、やむをえないものであった。二値変数の解析手法には他に判別分析や分類樹があるが、統計上の条件を満たせば、単一種の分布予測には確率で表されるモデルの方が情報量が多く有用であると筆者らは考えている。

別の原因として、営巣していないとした樹洞の内部形状がアオバズクの営巣が可能なものでなかった可能性がある。この点については詳細に調べられた報告はなく、今後の研究を待たなければならない。

今回、予測値が 0.5 以上であるにも関わらず生息していなかった地点の 1 つは、かつての営巣木 (現在は樹洞のあった枝が折れている) から 150 m 以内であり、また隣接する生息地から来たと考えられる個体がこの木から 150 m 以内にまで夜間飛来していた。また別の予測が外れて生息していなかった 1 地点の予測値は 0.504 と僅かに 0.5 を超えただけであり、予測値が 0.5 を下回ったもののアオバズクが生息していた 6 地点のうちの 3 地点は 0.47 以上であった。

(2) アオバズクの生息環境

もっとも当てはまりの良かったモデルの読み取り半径 100 m は比較的狭いが、アオバズクが特定の止まり木の周辺でフライキャッチングによる狩りをする¹⁸⁾ からも納得がいくものである。ただし、ヒナの成長につれて餌を大量に確保する必要があるために行動圏は半径 100 m 以上を超えることもあるようだ^{15), 18)}。

図－2 樹洞を有する木から半径 100 m 内の樹冠面積 (m²)、市街地面積率 (%) とアオバズクの生息確率との関係

図－3 モデルから予測された生息確率別に分けた地点数に対する実際にアオバズクが生息していた地点数の割合。(図中の数字は地点数)

表－3 モデルの予測性の評価 (n=29)

		実際		正答率
		+	-	
予測	+	8	3	0.73
	-	6	12	0.67
Overall prediction success				0.69
Cohen's kappa				0.37

今回得られたモデルでは、負の要因としての市街地の影響が非常に強かった。本種は街灯に集まる昆虫を効率的に捕食していることが観察されることから、本種は市街地に適応した種ではないかとバードウォッチャーの間では言われることもある。しかし、

静岡市の例¹²⁾では人口が集中する DID 地区内では DID 地区外の社寺林よりも大面積の樹林でしかアオバズクの生息が認められなかったことから、市街地面積は本種の生息にとって負の要因である。今回の調査地の中でも、繁華街に近く、観光客で賑わう神社では、樹洞を有する木は数本あったがアオバズクの生息は認められなかった。一方で緑地と住宅地の境の車の往来の少ない道路上に張り出した樹冠で巣穴を見張るアオバズクの親鳥の姿も観察した。市街地はアオバズクの主な餌となる甲虫の発生源でないことや、人による干渉が負の要因となっていると考えられる。

今回得られたモデルによれば、半径 100m 内に市街地が含まれない状態で樹洞を有する木が 1 本あれば生息確率は 0.5 を超える。実際、農村地域では水田や畑に囲まれた孤立木における営巣も稀ではなく¹¹⁾、本種の生息は樹林の規模に依存しないではないかとも言われることがある。市街地では餌は発生しないが、農地では餌となる蛾や甲虫が発生するため、十分な餌が確保できるのかもしれない。ただし今回作成したモデルの調査範囲には農村地域を含んでいないので区外推定である。今回の生息地の中で最小の半径 100m 内の樹冠面積は 0.78ha であったが、糞痕のみの記録であり、確実な営巣木から半径 100m 内の最小樹冠面積は 1.07ha (市街地面積率は 0%) であった。今回のモデルの適用範囲を考慮すると、アオバズクの生息環境の保全には、樹洞を有する木から半径 100m 以内に少なくとも 1.1ha のまとまった樹林が必要だと言える。ただし、市街地に隣接していると餌場が減り、また特に巣立ち直後の幼鳥は人との緩衝帯が必要になる¹⁸⁾などの理由で、もう少し多くの樹林面積が必要となってくるのだと考えられる。

今回の解析は植生タイプを考慮していない。しかし、本種の営巣木の樹種はスダジイとケヤキの 2 種が大半を占めると報告されているが¹¹⁾、今回発見した確実な営巣木の樹種は常緑広葉樹 2 種、落葉広葉樹 1 種、常緑針葉樹 2 種の計 5 種と多様であった。また、営巣木周囲の植生タイプも、常緑広葉樹林や落葉広葉樹林、マツ林であり、多様であった。アオバズクの餌となる大型甲虫のカミキリムシ類にはそれぞれの植生タイプごとに発生する種がいるため⁵⁾、植生タイプの違いによる餌の発生量に大きな差はないと考えられるが、この点については現在調査中である。

(3) アオバズクの保全に向けて

アオバズクの保全にはまず営巣可能な樹洞の保護が重要である。基本的にアオバズクが営巣可能な樹洞は大木にあるため、大木を有する樹林の保全が重要である。京都市街地においてニレ科樹種を中心とした大木や樹林は社寺境内や旧屋敷跡等の歴史的な土地に多く残存しているが¹⁵⁾、樹林としてまとまって残存している面積は一部の大きな神社で 4.0ha 以上と大きく、寺院でも 1ha 以上の規模のものが多く存在し、小規模な神社では孤立木状態のことが多い¹⁹⁾。大木自体は市街地の中にも点在し、信仰の対象ともなっているため、ある程度保全されていると言って良いだろう。しかし近年、社寺においても建て増しや駐車場整備等によって樹林としての保全が危ぶまれる事態が起きている。また、大木を腐朽の進行から守る目的やスズメバチが巣を作ることを防ぐ目的で樹洞が塞がれることがある。樹洞はアオバズクに限らず、多くの小動物の住処である²⁾。樹洞を有する大木と今回得られたモデルによって導き出されるアオバズクの生息に必要な樹林面積を保全することによって、アオバズクの保全のみならず、都市において生物多様性保全の核となる緑地を確保することができるだろう。

謝辞：京都府立医科大学の山野聡子氏には現地調査に御協力頂いた。アオバズクの生息調査に関して、京都大学大学院理学系研究科の富田良雄博士、日本野鳥の会京都支部の長谷川美奈子氏から助言を頂いた。大阪府立大学大学院農学生命科学研究科の田端敬三氏から下鴨神社境内の、環境省国民公園京都御苑管理事務所の

木村博司所長から御苑内の巨樹データを頂いた。清水建設(株)の小松義典博士には衛星画像の前処理をして頂いた。京都大学大学院農学研究科のアロン・イスガー氏には英文を見て頂いた。また本研究は平成 13 年度日本生命財団環境研究助成(代表：森本幸裕)を受けた研究成果の一部である。記して謝意を表します。

補注・引用文献

- 1) 江崎保男・和田岳(2001): 近畿地区鳥類レッドデータブック: 京都大学出版会, 225pp
- 2) 橋本啓史(2002): 樹木のウロと小鳥の住処: 「NHK 趣味悠々・樹木ウォッチング」(森本幸裕): NHK 出版, 58-59
- 3) 橋本啓史・夏原由博(2002): ロジスティック回帰をもちいた都市におけるシジュウカラの生息環境適合度モデル: ランドスケープ研究 65, 539-542
- 4) Higuchi, H. and Morishita, E. (1999): Population declines of tropical migratory birds in Japan: Actinia 12, 51-59
- 5) 小島圭三・岡部正明(1960): 日本産カミキリムシ食樹総覧: 弘文堂書店, 330pp
- 6) 京都府企画環境部(2002): 京都府レッドデータブック 2002—上・野生生物編—: 京都府, 935pp
- 7) Manel, S., Williams, H. C. and Ormerod, S. J. (2001): Evaluating presence-absence models in ecology -the need to account for prevalence-: Journal of Applied Ecology 38, 921-931
- 8) Morrison, L. M., Marcot, B. G. and Mannan, R. W. (1998): Wildlife-habitat relationships: The University of Wisconsin Press, 458pp
- 9) 村上健太郎・松井理恵・前中久行・森本幸裕(2003): 京都市内孤立林におけるシダ植物の種組成と微地形との関係: ランドスケープ研究 66(5), 513-516
- 10) 村上健太郎・森本幸裕(2000): 京都市内孤立林における木本植物の種多様性と其の保全に関する景観生態学的研究: 日本緑化工学会誌 25(4), 345-250
- 11) 日本野鳥の会茨城支部(2000): 平成 12 年度指定鳥獣保護調査報告書—フクロウ科鳥類の生息分布及び繁殖状況に関する調査—: 茨城県, 37pp
- 12) 日本野鳥の会静岡支部(1982): 静岡市におけるアオバズクの分布と生息環境: Strix 1, 93-102
- 13) 野口和恵(2002): 香川県におけるアオバズク *Ninox scutulata* の営巣状況と食性: 香川生物 29, 39-44
- 14) 林野庁(1957): 野鳥と巣箱: 林野庁
- 15) 坂本圭児・吉田博宣(1986): 都市域におけるニレ科樹林(木)の残存とその形態: 造園雑誌 49(5), 131-136
- 16) 谷口一夫(1983): 繁殖期におけるアオバズク *Ninox scutulata* の残し餌について: 鳥 32, 145-152
- 17) 富沢 章(2001): アオバズクが捕食する昆虫について-「落とし餌」からの検討-: Strix 19, 121-127
- 18) 富田良雄(1991): アオバズクを追って—アマチュア写真家の生態観察—: 自費出版, 50pp
- 19) 吉田博宣・坂本圭児(1987): 市街地における土地利用とニレ科樹林(木)の残存形態ならびに残存過程: 造園雑誌 50(5), 78-83
- 20) Cohen's kappa は、全サンプル数を n、予測が+で実際の+のサンプル数を a、予測が+で実際の-のサンプル数を b、予測が-で実際の+のサンプル数を c、予測が-で実際の-のサンプル数を d、とする時に以下の式で算出され、0 から 1 の間の値を取り、正しい予測をするモデルほど 1 に近い値となる。

$$\frac{[(a+d)-((a+c)(a+b)+(b+d)(c+d))/n]}{[n-((a+c)(a+b)+(b+d)(c+d))/n]}$$