

ベイズ推定法を用いたツキノワグマ分布拡大地域における個体数推定

前橋尚弥¹，松下通也²，星崎和彦¹¹ 秋田県立大学生物資源科学部生物環境科学科² 森林総合研究所林木育種センター

クマなどの大型野生動物は生息密度が低いために正確な個体数推定は困難であり、現在、個体数推定の様々な試みが提示されている。その一つに標識再捕獲法にベイズ法を適用して推定する研究がある。秋田県のツキノワグマの個体数推定は、過去に設定された推定生息域内の調査に基づいているが、近年は推定生息域外での目撃・捕獲が増加傾向にある。この地域では調査が行われていないため県による推定個体数には反映されず、現状では、個体数が過小評価の可能性がある。そこで、ベイズ推定モデルを用いた個体数推定を行い、この地域のクマの生息の現状を明らかにすることを目的とした。秋田県による推定生息域の外の出羽丘陵を中心とした地域（42×72 km）において、自動撮影の赤外線センサーカメラを設置してクマの個体識別を行ったところ、8頭のクマが撮影された。空間明示型標識再捕獲モデルで当該地域における個体数を推定した結果、86.6頭（95%信用区間：35-167頭）と推定された。

キーワード：ツキノワグマ，ベイズ推定法，個体数推定，カメラトラップ

野生動物の適切な保護管理を行う上で個体数を正確に把握することは重要である。秋田県は、1980年のツキノワグマの全県調査を基に生息域を推定し、推定生息域内でクマが冬眠から目覚める春先に直接観察と痕跡調査を行っている。2002年の特定鳥獣保護管理計画策定以降もこの調査は継続され、この調査を基に県内のツキノワグマの個体数を推定している。秋田県の保護管理計画では、個体数が1000頭を下回らないように管理される。しかし直近の5年間だけで合計1000頭を越えるクマが駆除され（秋田県，2012），クマが繁殖力がそれほど高い動物ではないことを考えると個体数の過小評価の可能性もある。また、近年、推定生息域外でのクマの目撃や捕獲が増加している。しかし、推定生息域外では調査が行われていないため、この地域にクマが生息していたとしても推定個体数には反映されず、推定個体数、生息域の過小評価も懸念される。

野生動物の個体数推定法としては、個体を識別して標識再捕獲法を適用することが一般的である。し

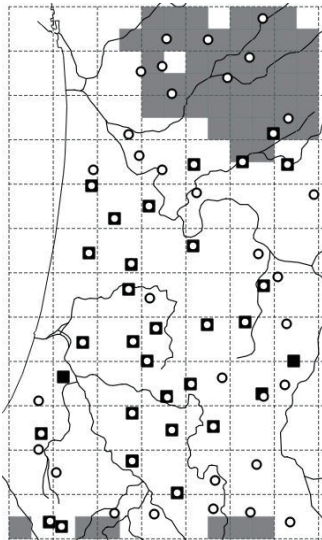
かし、クマやトラなどの大型野生動物は生息密度が低く、発見確率が低いため正確な個体数推定は困難である。大型獣の個体識別法としてはDNAから遺伝解析を行う方法やカメラでタグや模様を撮影する方法がある（Gardner et al., 2009）。

近年、標識再捕獲法にベイズ法を適用した統計的推定が増えてきている。ベイズ法では、あるデータに他のデータを事前情報として加味することで推定の精度を上げることが出来る。また空間情報を利用した推定（Royle et al., 2009）が可能であり、複雑なモデルでも柔軟にパラメータ推定できる。

そこで、本研究では秋田県の推定生息域に該当しないものの近年クマの目撃例の多い出羽丘陵近辺にカメラトラップを設置し、得られたデータにベイズ統計モデルを適用することで、当該地域にどの程度の数のクマが生息しているかを推定した。

方法

秋田県のツキノワグマ保護管理計画における推定生息域外である出羽丘陵を中心とする東西 42×南北 72 km の範囲を調査地とした (図 1) . この範囲には保護管理計画の推定生息域が一部含まれる. 本研究では 6 km メッシュを調査単位とした.



■ 1 期のトラップ設置場所 ○ 2 期のトラップ設置場所
 図 1 カメラトラップの設置場所

注 点線は 6 km メッシュ, 黒の網掛けは保護管理計画における推定生息域を表す.

カメラトラップ調査

ツキノワグマの胸部にある月の輪模様は個体毎に異なる形をしているため, その形状から個体識別が可能である (Higashide et al., 2012) . 月の輪模様を撮影するため, 自動撮影の赤外線センサーカメラを各 6 km メッシュに 1 台ずつ設置し, 60 秒の動画を撮影した. 2014 年 6 月下旬から 8 月上旬 (1 期) , 9 月下旬から 11 月上旬 (2 期) に分けて撮影を行った (それぞれ $n = 32, 58$ 地点) . 約 10 日を 1 セッションとしてデータを回収し, 撮影された 60 秒の動画を用いて月の輪模様, 顎の白毛の有無, 生殖器, 体格等から総合的に判断して個体を識別した.

ベイズ法による個体数推定

空間明示型標識再捕獲モデル (Gardner et al., 2009 ; Royle et al., 2009) で個体数を推定した. このモデルは各個体のトラップでの遭遇履歴 (発見=1, 発見できず=0) に対して次のプロセスを仮定する.

各個体 ($i=1, 2, \dots, N$) は行動中心 s_i を持ち, ここを中心に行動していると仮定する. トラップに 1 度でも撮影された個体はそのトラップの周辺の行動中心を動き回っていた個体であるとみなす. s_i は調査範囲 S 内に一様に分布すると仮定した. すなわち

$$s_i \sim \text{Uniform}(S)$$

k セッション目の個体 i のトラップ j における捕獲状況 y_{ijk} は平均 μ_{ij} のベルヌーイ分布から抽出され, μ_{ij} は生息状態 z_i と発見確率 p_{ij} から決定される.

$$y_{ijk} \sim \text{Bernoulli}(\mu_{ij})$$

$$\mu_{ij} = z_i * p_{ij}$$

ここで生息状態 z_i は生息確率 ψ を平均とするベルヌーイ分布から抽出される.

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi)$$

ただし

$$\psi \sim \text{Beta}(1.0, 10.0)$$

とした. また発見確率 p_{ij} は, s_i からトラップまでの距離 d の二乗, トラップまでの距離が 0 の時の発見確率 λ_0 , 発見確率の減衰率を表す σ から決定される. 個体は行動中心付近を移動するから, 行動中心とトラップとの距離が大きいくほど発見確率は低下する. これらをまとめると

$$p_{ij} = 1 - \exp(-\lambda_0 * \exp(-d^2 / \sigma))$$

ここで σ はガンマ分布から抽出されるように設定した. 平均値はツキノワグマの行動圏を調査した先行研究 (Hwang et al., 2010 ; 米田, 1998 ; Sakamoto et al., 2009 ; Yamamoto et al., 2012) を基に 3.1 に設定した. すなわち

$$\sigma \sim \text{Gamma}(31, 10)$$

N の総数は不明なため, data augmentation (Royle et al., 2007) を適用した. この方法は, 調査では発見されなかったが生息しているであろう個体の遭遇履歴 (すべて 0) を追加した仮想個体群 M に対して解析を行う. N の推定値がこの M を超えることはない. 今回は $M=400$ と設定した.

$$N = \text{sum}(z[1 : M])$$

各パラメータの推定は, 統計解析ソフトウェア R および WinBUGS を用いて, マルコフ連鎖モンテカルロ法 (MCMC) で行った. 5 本の連鎖について 55 万回逐次計算し, 最初の 50 万回を切り捨てたのち 100 回おきに結果を抽出して事後分布を得た. 事後

分布の収束状況を判断するために Gelman-Rubin 統計量 (\hat{R}) を用いた (マッカーシー, 2007) . \hat{R} が 1.1 以下を収束と判断した.

結果

カメラトラップ

カメラトラップで撮影されたツキノワグマの動画は, 1 期で 36 本, 2 期で 19 本, そのうち月の輪模様が撮影できたものはそれぞれ 9 本, 5 本だった. 個体識別できた個体は 1, 2 期ともに 4 頭だった. ツキノワグマが撮影された場所は全部で 9 地点で, そのうち 6 地点は保護管理計画における推定生息域ではない場所だった. 撮影された個体はいずれも 1 つのトラップでのみ撮影されており, トラップ間の移動を把握することは出来なかった.

推定個体数

MCMC 法による計算の結果, 事後分布の \hat{R} 値には十分な収束が得られたが, N や ψ の \hat{R} 値は 1.1 より大きく, 特に λ_0 では 1.3 と高めの値であった (表 1) .

推定個体数 N は中央値 81 頭 (95%信用区間: 35~167 頭) だった (表 2) . 個体密度の空間変動は, 推定生息域に近い場所で高密度に推定された (図 2) .

考察

今回の調査では, 撮影された個体は全期間通しても 8 頭しかなく, ツキノワグマ自体の撮影率が低かった. また, 複数のトラップでの同一個体の撮影は

表 1 各パラメータの Gelman-Rubin 統計量

変数	点推定値	95%信頼区間上限値
N	1.14	1.36
λ_0	1.30	1.91
ψ	1.12	1.32
σ	1.01	1.03
逸脱度	1.14	1.34

N , 推定個体数; λ_0 , トラップから行動中心までの距離が 0 のときの発見確率; ψ , 生息確率; σ , 発見確率の距離依存的な減衰率を決めるパラメータ

表 2 推定された各パラメータの事後分布

変数	平均	SD	2.50%	中央値	97.50%
N	86.6	33.8	35.0	81.0	167
λ_0	0.0020	0.00096	0.00069	0.0017	0.0045
ψ	0.21	0.08	0.09	0.20	0.41
σ	3.08	0.55	2.08	3.05	4.24
逸脱度	169	12.6	144	170	194

注 各変数については表 1 を参照

確認されなかった. 空間明示型標識再捕獲モデルでは, カメラトラップで撮影された個体の位置情報に推定結果が大きく左右される. そのため, トラップ密度を高くする等して撮影数を高める必要がある.

今回の調査範囲における個体数は 81 頭と推定された. MCMC 法によって抽出された事後分布は, 先行研究の値を参考にした σ のみ収束していると判断された. カメラトラップで撮影された個体が少なく, 推定に使用される情報量が少なかったため, パラメータ推定の収束, とくに発見確率に関わる λ_0 の収束が特に悪かったと考えられる. 密度分布図では, 推定生息域よりも南にずれて高密度に推定されていた (図 2) . 調査範囲の北には太平山などクマの生息域が広がっているため, クマが撮影された場所で密度

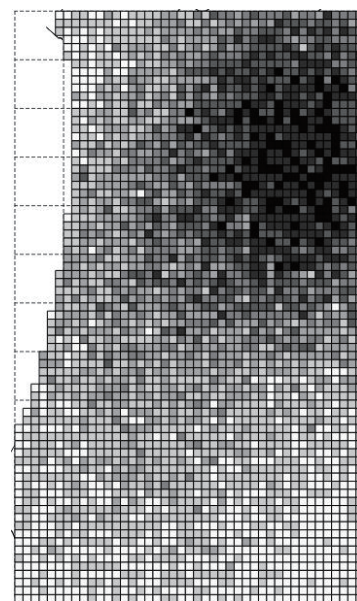


図 2 推定個体数の密度分布図

調査地を 1km メッシュに分割. 色が濃いほど生息密度が高い.

が高く推定されてしまっていて、本来の生息域を反映しきれていないことが示唆される。秋田県では保護管理計画の調査データの他に、警察に寄せられる市民によるクマの目撃情報がある。それらのデータを今回のモデルに統合的に利用することで生息確率や発見確率の推定精度を高めることが可能になると考えられる。

今回の推定結果は、既存の調査方法による推定と比べどのくらい違っていたのだろうか。秋田県の保護管理計画の調査データのうち本研究での調査範囲内のデータから秋田県の方式（詳細は省略）で個体数を計算したところ、58.3 頭となった。この調査が推定生息域内でしか行われていないことや推定された N の 95%信用区間の下限値（2.5%値：35.0 頭）を考慮すると、推定生息域ではない場所に数十頭オーダーで生息していると考えられるのが妥当だろう。

以上をまとめると、本研究ではカメラトラップデータからツキノワグマの個体数を推定する統計モデルを構築した。今回の調査データはサンプル数が少なく改善の余地があるが、本モデルは今後の研究展開のプロトタイプとして活用できる。今後は、市民によるクマの目撃情報や保護管理計画の調査データなどをモデルに統合的に組み込むことで、より精度の高い推定を目指す予定である。

謝辞

本研究は、秋田県立大学平成 26 年度産学連携・共同研究推進事業によって行われた。

文献

秋田県 (2012). 「第 3 次秋田県ツキノワグマ保護管理計画」 (01-15). 秋田県.

Gardner, B., Royle, J. A., Wegan, M.T. (2009). Hierarchical models for estimating density from DNA capture-recapture studies. *Ecology*, 90, 1106-1115.

Higashide, D., Miura, S., Miguchi, H. (2012). Are chest marks unique to Asiatic black bear individuals? *Journal of Zoology*, 288, 199-206.

Hwang, M. H., Garshelis, D. L., Wu, Y. H., Wang, Y. (2010). Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: Gauging whether a reserve is big enough. *Ursus*, 21, 81-96.

マッカーシー, M. A. (2007). 『生態学のためのベイズ法』 共立出版.

米田一彦 (1998). 『生かして防ぐクマの害』 農村漁村文化協会.

Royle, J. A., Dorazio, R. M., Link, W. A. (2007). Analysis of multinomial models with unknown index using data augmentation. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 16, 67-85.

Royle, J. A., Karanth, K. U., Gopaldaswamy, A. M., Kumar, N. S. (2009). Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture-recapture models. *Ecology*, 90, 3233-3244.

Sakamoto, Y., Kunisaki, T., Sawaguchi, I., Aoi, T., Harashina, K., Deguchi, Y. (2009). A note on daily movement patterns of a female Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in a suburban area of Iwate Prefecture, northeastern Japan. *Mammal Study*, 34, 165-170.

Yamamoto, T., Tamatani, H., Tanaka, J., Yokoyama, S., Kamiike, K., Koyama, M., Seki, K., Kakefuda, S., Kato, Y., Izawa, N. (2012). Annual and seasonal home range characteristics of female Asiatic black bears in Karuizawa, Nagano Prefecture, Japan. *Ursus*, 23, 218-225.

〔平成 27 年 6 月 30 日受付〕
〔平成 27 年 7 月 31 日受理〕

Bayesian Estimation of Population Density of Asiatic Black Bears in a Low-Density Area in Akita, Northern Japan

Naoya Maebashi¹, Michinari Matsushita², Kazuhiko Hoshizaki¹

¹ Department of Biological Environment, Faculty of Bioresource Sciences, Akita Prefectural University

² Forest Tree Breeding Center, Forestry and Forest Products Research Institute

The estimation of population density is essential for effective conservation and management of wildlife species. However, for elusive animals, accurately estimating the population is a challenge. Camera trapping has become a standard tool for estimating the population of elusive carnivores. In a management practice for Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in Akita Prefecture, northern Japan, the annual population size has been estimated on the basis of visual counts for dens, footprints, feces etc. However, recent increase in bear sightings by citizens in a montane forested landscape, in which bears were not present until a few decades ago, suggests recent habitat expansion and/or a population increase. Thus, in this study, we aimed to develop a statistical model to evaluate the current status of inhabitation of the bears in the formerly non-inhabited, low-density area, and report preliminary results on the bear population. We installed 58 camera traps in a 42 × 72 km area that includes areas with stable populations and those without settled bears. We developed a Bayesian capture-recapture model using spatial data obtained by the traps. Eight bears were photographed using the cameras, and the population in the area was estimated to be 86.6 (mean of a total of 2500 simulation outputs; 95% credible intervals: 35–167). Our model can be improved through integration of the dataset obtained via traditional observation of field signs and the sighting records by citizens.

Keywords: *Ursus thibetanus*, Bayesian analysis, population estimation, camera trapping