

第 4 章

兵庫県における捕獲再捕獲法を基にした

ツキノワグマの個体数推定の経緯

高木 俊^{1,2*}

¹ 兵庫県森林動物研究センター

² 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

要 点

- ・ 兵庫県におけるモニタリングデータに基づく捕獲再捕獲法を基にしたツキノワグマの個体数推定の経緯を整理した。
- ・ 2010 年度より単一個体群を仮定した推定が実施され、不確実性の大きい推定値ではあるが、個体数の増加傾向が示された。
- ・ 2016 年度からは 2 つの地域個体群を仮定した推定が実施され、地域ごとの生息動向の把握が可能となった。
- ・ 2018 年度以降、個体の捕獲履歴情報に基づく Cormack-Jolly-Seber モデルが統合され、それまでのモデルで見られた統計的な不具合の多くが解消された。
- ・ 広域管理への対応として、標識個体の管理ユニット間の移動が考慮された多状態モデルが適用された。

Keywords: 個体数管理、標識再捕獲、統合個体群モデル

Development of a population estimation method for Japanese black bear based on capture-recapture method in Hyogo Prefecture, Japan

Shun Takagi^{1,2*}

¹ Wildlife Management Research Center, Hyogo

² Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: I reviewed population estimation methods for the Japanese black bear *Ursus thibetanus* in Hyogo Prefecture. In 2010, the first population estimation model was developed based on the capture-recapture method. Although the precision was not high, this model provided information on the recovery of the black bear population in Hyogo Prefecture. In 2016, a two-population model was developed, revealing local trends in population dynamics. Since 2018, a Cormack-Jolly-Seber model was applied to individual

受付日: 2022 年 1 月 7 日、受理日: 2022 年 2 月 18 日

* 責任著者: 高木 俊 ✉ takagi@wmi-hyogo.jp

〒669-3842 兵庫県丹波市青垣町沢野 940 兵庫県森林動物研究センター

capture-recapture records. For population management at a broad scale, the model was revised to account for the movement of marked animals between management units.

Keywords: integrated population model, mark-recapture, population management

1. はじめに

兵庫県ではツキノワグマの個体群の健全な維持と被害の防止を目的として、推定個体数に応じた段階的な保護管理の方針を定めている（兵庫県 2017a）。兵庫県では 2010 年度以降、モニタリングデータに基づく個体数推定を実施しており（坂田ほか 2011a）、データの蓄積や出没状況の変化に応じて、推定方法の見直しを行ってきた（坂田ほか 2012, 2014; 横山・高木 2018）。年により用いるデータやモデルの仮定は変化しているものの、毎年の捕獲・再捕獲や出没の観測と、その背景にある増加と人為死亡（捕殺）に由来する個体群動態を仮定した階層モデルを基本とし、ベイズ推定により個体数の確率的な推定値を算出している。兵庫県と同様のモニタリングを実施している、近隣府県においても、相違点はあるが類似の推定手法が採用されている。

兵庫県ではツキノワグマの科学的管理を目的としたモニタリング体制が構築されており、推定に必要な情報の多くは行政対応を通じて収集される。モニタリング項目としては、住民から行政に寄せられる目撃・痕跡情報、有害捕獲や錯誤捕獲とその後の放獣や殺処分等の対応情報に加え、放獣する際には背部皮下にマイクロチップを挿入して個体を標識するほか、年齢を査定するため、第一前臼歯の抜歯と遺伝子解析のための毛根等の採取を行い、個体の情報を登録している（坂田ほか 2011b; 横山・高木 2018; 横山ほか 2022）。個体のマイクロチップ情報は、データベースで管理され、個体の捕獲時に照合することで捕獲履歴の確認に用いられ、捕獲再捕獲法に基づく個体数推定を行う際の基盤データとなっている。また、出没や捕獲の年変動に影響する要因として秋のブナ科堅果類の豊凶状況の調査を実施している（藤木ほか 2011a, b; 藤木 2022）。

本章では兵庫県が 2010 年度以降実施した個体数推定の経緯について、年度ごとの推定手法と推定結果を解説する。また、2021 年度以降近隣 3 府県（鳥取・岡山・京都）と合同での実施される予定である、近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会における推定について、県独自の推定との相違点についても解説する。最後に、過去の推定についての評価と今後の展望について述べる。

2. 単一個体群を仮定した推定（2010-2015 年度）

2010 年度推定モデルの概要

兵庫県において全県的なモニタリングデータに基づくツキノワグマの個体数推定は 2010 年度に初めて実施された（坂田ほか 2011a）。兵庫県内には 2 つの地域個体群が分布するが、当時は出没や捕獲情報の多くが氷ノ山山系を中心とする東中国地域個体群側に偏っていたこ

とから、兵庫県内を単一の個体群と仮定したモデルを設定した。

個体数および再捕獲個体数動態の過程モデルは、以下の式で記述されている。

$$N_{t+1} = (N_t - Kill_t) \times G_t$$

$$Nm_{t+1} = (Nm_t + Rm_t - Killm_t) \times sv$$

N_t は年 t の個体数、 $Kill_t$ は捕殺数、 G_t は生死・繁殖・移出入を含んだみかけの増加率を表し、 Nm_t は年 t のマイクロチップによる標識済み個体数、 Rm_t は新規の標識数、 $Killm_t$ は標識個体の捕殺数、 sv は標識個体の生死・移出を含んだみかけの生存率を表す。みかけの増加率については豊凶による影響を受けることを仮定している。

観測モデルとしては出没件数および捕獲件数が個体数および豊凶に影響を受け、年ごとの観測誤差をもって観測されることを想定している。また、標識個体の捕獲割合（再捕獲数/初捕獲数）が個体群中における標識個体割合（標識済み個体/未標識個体）と一致することを仮定し、年ごとの観測誤差をもって観測されることを想定している。標識個体の捕獲割合の観測は、捕獲再捕獲法（Lincoln-Petersen 推定量）に基づく個体数推定の考えと一致する（一般的な捕獲再捕獲法に基づく個体数推定については嶋田ほか（2005）を参照）。

パラメータの推定に際して、みかけの増加率の平均 $\hat{G}$ およびみかけの生存率 sv に対して、事前の知見に基づき、比較的制約の強い事前分布を採用している。

$$\log(\hat{G}) \sim \text{Normal}(\log(1.15) - 0.05/2, 0.05)$$

$$\text{logit}(sv) \sim \text{Normal}(\log(0.8/(1 - 0.8)), 1)$$

推定に用いるデータは捕獲数や捕殺数については 1994 年以降、出没件数については 2002 年以降、ブナ科堅果類の豊凶指数については 2005 年以降のものをを用いている。

2010 年度推定モデルの推定結果

推定結果から得られた主要な結論として、1994 年から 2010 年にかけて個体数が増加傾向にあることが示された（図 1）。推定個体数については、Lincoln-Petersen 推定量を基本としているため、再捕獲数の観測が少ない場合、その精度は低下する。1994 年から 2009 年までの再捕獲数は年あたり最小 0 頭、最大 11 頭であり、推定に十分な情報量があるとは言い難いが、2010 年にはブナ科堅果類の大凶作に起因する大量出没が発生し（稲葉 2011）、2010 年の再捕獲個体数は 35 頭と、推定に必要な情報が得られたと考えられる。ただし、2010 年推定個体数 N_{2010} の 90%信用区間は 314–1651 と不確実性の高い推定値となっている。それまでの標識済み個体の情報が不足しており、標識個体のみかけの生存率 sv の推定の不確実性が大きかった（90%信用区間: 0.64–0.94）と考えられ、標識済み個体 Nm_{2010} の 90%信用区間も 37–148 と広がった。

みかけの増加率は年率 20%程度（中央値の幾何平均で 22.4%）と推定され、比較的高い推定値が得られている。捕獲再捕獲データに基づき推定される個体数は、潜在的に捕獲されうる個体の数である。そのため、分布拡大に伴い集団が平均的に捕獲されやすくなる傾向にある場合、相対的に捕獲されにくかった過去の個体数は過小に評価され、みかけの増加率は高く推定される可能性がある。事前分布に比較的強い制約をかけているため、推定結果の解釈

には注意が必要だが、高いみかけの増加率は、分布拡大や大量出沒に伴う、潜在的に捕獲されうる個体数の増加傾向を反映したものと考えられる。また、堅果類の豊凶がみかけの増加率に与える影響は小さく、推定値の事後分布の 90%信用区間に 0 が含まれる結果となった。みかけの増加率への豊凶の影響が見られなかった理由として、繁殖状況が比較的良好であり(中村ほか 2011)、豊凶による影響が小さかったことや、捕獲情報を基にした推定であるために、捕獲されにくい幼獣の年ごとの加入の増減の検出は困難であったことなどが考えられる。

当時の推定は限られたデータからの推定であり、不確実性が大きいものの、絶滅の危険性が高いとされてきた兵庫県のツキノワグマに対して、個体数の増加傾向を示したことは、その後の保護管理方針を検討する上で重要な判断材料となった。しかしながら、みかけの増加率やみかけの生存率といった推定値や動態に影響するパラメータの事前分布に対し、比較的強い制約をかけており、この仮定がどの程度推定結果に影響するかについては、その後の検討が必要であったといえる。

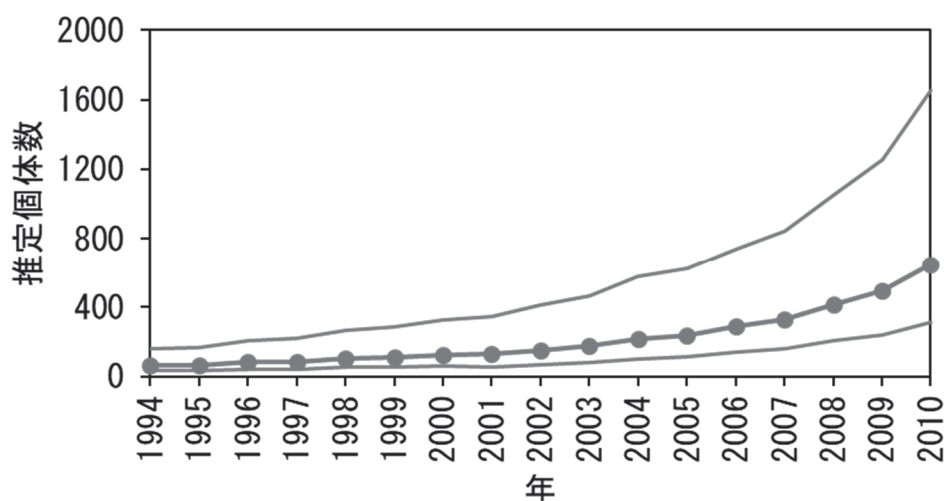


図 1. 2010 年度推定における兵庫県のツキノワグマの推定生息個体数の動向 (坂田ほか 2011 をもとに作図)。中央値および 90%信用区間を示す。

モデルの修正

2010 年度推定モデルを前提とした推定モデルの修正が、2015 年度まで加えられている。2011 年度の推定 (坂田ほか 2012) では、利用するデータを直近 10 年間に限定する (2002–2011 年)、豊凶指数について、ツキノワグマの出沒地域の値を採用するといった修正を加えている。また、前年度の推定個体数を事前情報として用いるという修正を行っているが、この修正については、推定に対してデータを 2 度使うような形となるため、統計上不適切な処理と考えられ、単独のデータが持つ情報よりも不自然に狭い信用区間で推定される可能性がある。そのほか、観測モデルや事前分布に細かい修正が加えられながら年ごとにモデルが更新されている (坂田ほか 2014)。

2011 年度の推定結果からは、2010 年の大量出沒時の殺処分に伴う個体数の減少傾向がみられ、推定個体数 N_{2011} は 90%信用区間で 300–751 と推定された。信用区間が狭まったこと

については、前述のデータの2度使用の影響を受けている可能性があるが、2010年の大量出沒時に新規標識が多く行われ（標識捕殺24に対し、新規標識91頭）、集団中の標識済み個体数が増加したことは、2011年以降の推定では利用可能な情報が増えたことを意味する。また、増加傾向が続いている場合、その時点での増加数（個体数×みかけの増加率）が捕獲数を上回ることが推察され、そこから個体数の下限に対する情報は得られるが上限に対する情報は乏しい。2010年の84頭の捕殺で個体数の減少が生じ、増加数が捕殺数未満であったことが推測されたことで、個体数の上限に対しても情報が得られた。

2012年度の推定結果では、推定値の事後分布が示されているが（坂田ほか 2014）、いくつかのパラメータでは事前分布の影響が大きく、利用しているデータからの推定が困難であると推察される。特に標識個体のみかけの生存率 sv および標識済み個体数 Nm_{2003} については、推定個体数に与える影響が大きいが、事前分布の影響が大きく尤度の山が平坦になっており、同定可能性が弱いと考えられる（図2）。

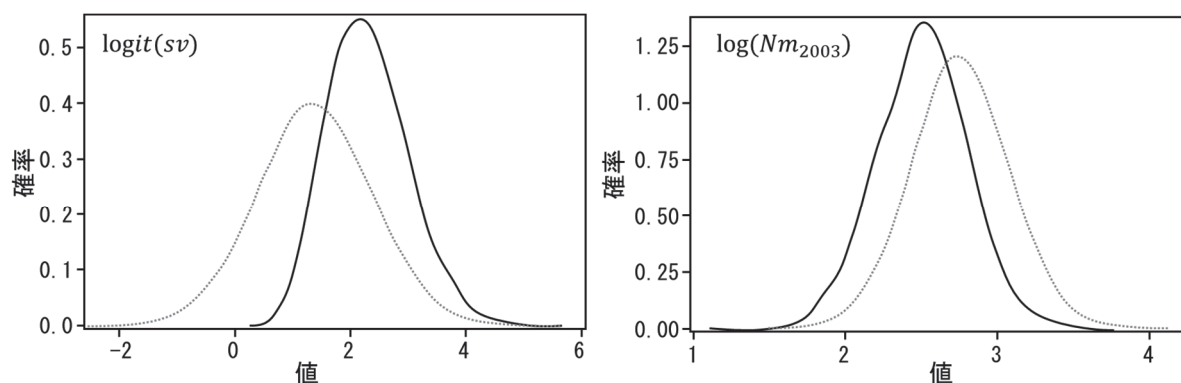


図2. 2012年度推定におけるみかけの生存率（logit変換）および初期標識個体数（対数変換）の推定値（坂田ほか 2014をもとに作図）。事前分布（点線）および事後分布（実線）を示す。

2015年度まで細かい修正を加えながら同様のモデルが採用され（兵庫県 2016）、2015年度の推定結果では、2011年以降増加傾向が維持され、推定個体数 N_{2015} は90%信用区間で691–1212、中央値で940頭と推定された（図3）。この結果を受けて、ツキノワグマの絶滅の危険性が十分に低くなったと判断し、兵庫県ではツキノワグマ保護計画（兵庫県 2015）に基づき、兵庫県告示において狩猟を禁止していたものを2016年度の狩猟期間中に制限付きで解除することが兵庫県環境審議会において決定された。

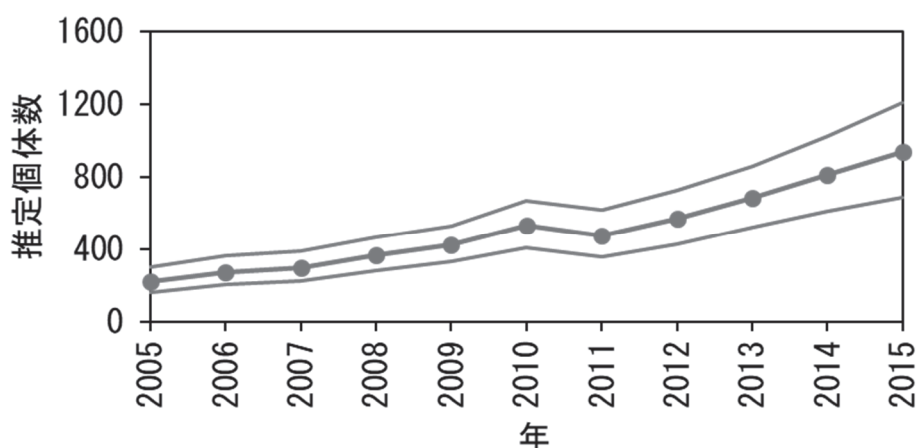


図 3. 2015 年度推定における兵庫県のツキノワグマの推定生息個体数の動向（兵庫県 2016 をもとに作図）。中央値および 90%信用区間を示す。

3. 2 地域個体群を仮定した推定（2016-2017 年度）

2016 年度推定モデルの概要

2016 年度には兵庫県における特定鳥獣保護管理計画の改定（兵庫県 2017a）および特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン（クマ類編・平成 28 年度）（環境省 2017）の公表に合わせて、個体数推定モデルの変更を行った。これまでのモデルからの主要な変更点としては、統計的に不適切なデータの 2 度使いの削除、比較的強い制約を設けていた事前情報に代わり弱情報事前分布の採用、みかけの増加率に対する豊凶の影響を削除しランダムな変動を仮定、捕獲数の観測モデルの削除が挙げられる。事前情報の変更はデータの蓄積に伴い、事前情報による強い制約がなくてもある程度推定が可能になったことに伴い、試行された。捕獲数を観測モデルから削除した理由としては、出没情報とデータが重複すること（捕獲された場合も出没情報に含まれる）や、2010 年以降のシカ・イノシシの捕獲強化に伴い、個体数や豊凶によらない錯誤捕獲の増加が想定され、個体数の変動を必ずしも反映しない指標になりつつあったことが挙げられる。

また、ガイドラインで定める地域個体群ごとの管理への将来的な対応を想定し、モデル内で仮定する個体群を、兵庫県全体を単一個体群とするものから、東中国地域個体群と近畿北部地域個体群の 2 地域個体群を仮定するものに変更した。ただし、推定の対象は地域個体群のうち兵庫県内で捕獲されうる個体を対象としたものであり、隣接府県との移出入は明示的には考慮されないものである。標識個体の扱いについて、推定の対象とする 2005 年より前に標識された個体については、未標識個体と同等に扱った。また、地域個体群間での個体の移動は明示的に考慮せず、事前に異なる地域個体群にて標識済みの場合も、その地域個体群での捕獲が初めてであれば、未標識個体として新たな加入個体と同等に扱っている。

個体数および再捕獲個体数動態の過程モデルは、以下の式で表される。

$$N_{i,t+1} \sim \text{Poisson}((N_{i,t} - \text{Kill}_{i,t}) \times G_{i,t})$$

$$Nm_{i,t+1} \sim \text{Binomial}(Nm_{i,t} + Rm_{i,t} - Killm_{i,t}, sv_{i,t})$$

$N_{i,t}$ は個体群 i の年 t の個体数、 $Kill_{i,t}$ は捕殺数、 $G_{i,t}$ はみかけの増加率を表し、 $Nm_{i,t}$ は個体群 i の年 t の標識個体数、 $Rm_{i,t}$ は新規の標識数、 $Killm_{i,t}$ は標識個体の捕殺数、 $sv_{i,t}$ はみかけの生存率を表す。過程誤差の考慮の仕方は異なるが、基本的な動態プロセスは単一個体群モデルを踏襲し、2地域に拡張したものとなっている。

また、再捕獲個体数の観測は以下の式で表される。

$$Cm_{i,t} \sim \text{HyperGeometric}(Nm_{i,t}, N_{i,t}, C_{i,t})$$

$Cm_{i,t}$ は個体群 i の年 t の再捕獲数、 $C_{i,t}$ は個体群 i の年 t の捕獲数を表す。観測誤差の考慮の仕方は異なるが、単一個体群モデルと同様に再捕獲率（再捕獲数/標識済み個体数）が捕獲率（捕獲数/個体数）と一致することを仮定する、捕獲再捕獲法に基づく個体数推定の考えを採用している。なお、以前の推定において、捕獲数にはマイクロチップの有無を確認できていない捕獲、例えば捕獲後に自力で脱出した捕獲事例も含まれていたが、これらについては推定データに含めないこととし、個体識別ができていない情報に基づき、年ごとの捕獲頭数を集計している。

2016 年度推定モデルの推定結果

2016 年度推定においてはじめて地域個体群ごとの動態を仮定した形での生息状況の評価が可能となった。兵庫県全体の 2016 年の推定生息数 $\sum N_{i,2015}$ は、90%信用区間で 505–1354 頭（中央値 897 頭）であり、前年までの推定と同様に絶滅の危険性は十分に低いと評価された（図 4）。推定の信用区間は 2015 年度までの推定に比べ、大きいものとなっているが、2015 年度までの推定では、前述のデータの 2 度使いの問題や強い制約を持つ事前情報により信用区間の幅が小さく推定されている可能性があるため、直接の比較はできない。

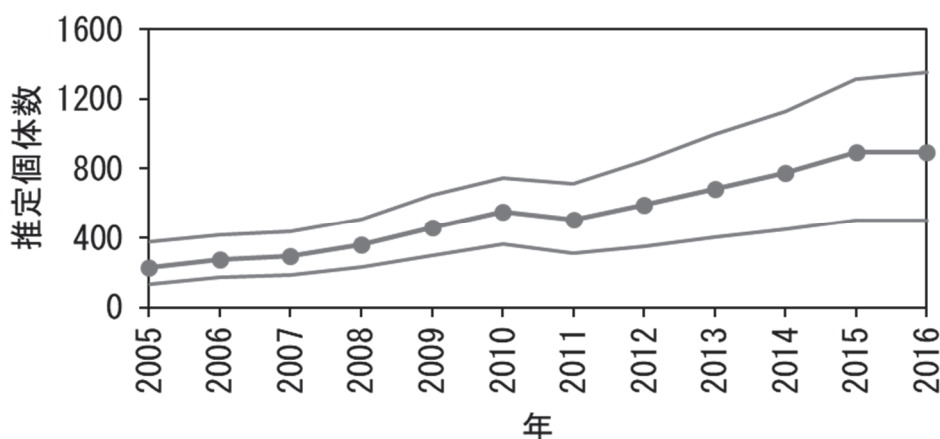


図 4. 2016 年度推定における兵庫県のツキノワグマの推定生息個体数の動向（兵庫県 2017b をもとに作図）。中央値および 90%信用区間を示す。

地域個体群ごとの推定としたことで、個体群ごとに利用可能な情報量には差が生じている。近畿北部地域個体群では 2010 年以降に捕獲が増加したため、2016 年時点においても標識デ

ータが東中国地域個体群に比べ不足しており、少ないデータから個体群パラメータを推定する必要がある。兵庫県では、2010年の大量出沒時における捕獲個体の分析から、93%の個体が繁殖に参加していること（中村ほか 2011）や20歳の老齢個体が存在すること（斎田ほか 2011）が明らかになっており、比較的高い増加率や生存率が想定される。東中国地域個体群では、みかけの増加率（90%信用区間：1.08–1.22；中央値：1.15）やみかけの生存率（90%信用区間：0.70–1.00；中央値：0.89）の推定値が、捕獲個体の分析から示唆される良好な繁殖・生存状況と齟齬のないものとなっている。一方、標識個体数の少ない近畿北部地域個体群では、みかけの増加率（90%信用区間：1.12–1.29；中央値：1.20）やみかけの生存率（90%信用区間：0.67–1.00；中央値：0.98）が、想定よりも高い推定結果となった。特に標識個体のみかけの生存率については、上限値に対する情報が少ないことで、1に近い値に事後分布のピークが来る形の推定結果となっており、データあるいはモデル構造に起因する同定可能性に課題があったと考えられる。

モデルの修正

2017年度推定においては、特に近畿北部地域個体群で推定精度が悪かったみかけの生存率について、地域個体群で共通する仮定をおくとともに、上限の発散を防ぐために事前分布を狭めた弱情報事前分布を適用し、モデルを単純化した。また、出沒件数について、春から夏の出沒が増えてきたこと（兵庫県 2017b）を受けて、これまで年ごとに合計した出沒件数を扱っていたものを、ブナ科堅果類の豊凶の影響をうける秋（9–11月）の出沒件数と、初夏（4–7月）の出沒件数を分けて集計し、秋の出沒件数のみ豊凶に依存するものとした。出沒件数についての観測モデルは以下の式で表される。

$$\begin{aligned} Sight04_07_{i,t} &\sim \text{Poisson}(N_{i,t} \times Ps04_07_{i,t}) \\ \log(Ps04_07_{i,t}) &\sim \text{Normal}(\log(Ps04_07_{i,t-1}), \sigma_{ps0407}^2) \\ Sight09_11_{i,t} &\sim \text{Poisson}(N_{i,t} \times Ps09_11_{i,t}) \\ \log(Ps09_11_{i,t}) &= \beta 0_{i,t} + \beta_{i,1} \times Nut1_t + \beta_{i,2} \times Nut2_{i,t} \\ \beta 0_{i,t} &\sim \text{Normal}(\beta 0_{i,t-1}, \sigma_{ps0911}^2) \end{aligned}$$

$Sight04_07_{i,t}$ および $Sight09_11_{i,t}$ はそれぞれ個体群 i の年 t の初夏および秋の出沒件数を表し、個体数に出沒係数 $Ps04_07_{i,t}$ および $Ps09_11_{i,t}$ をかけたものを期待値としたポアソン分布で観測モデルが表現される。年 t における初夏の出沒係数の対数 $\log(Ps04_07_{i,t})$ は前年の係数からのランダムウォークで、秋の出沒係数の対数 $\log(Ps09_11_{i,t})$ は前年からのランダムウォークおよび、ブナの豊凶指数 $Nut1_t$ とコナラの豊凶指数 $Nut2_{i,t}$ の影響を受けることを想定している。コナラの豊凶指数については地域個体群ごとに平均したものをを用いているが、ブナの豊凶指数については近畿北部地域個体群側でブナの豊凶観測地点が少ないこと、広域での豊凶の同調性が見られることから地域個体群で一つの平均値を採用している。

2017年度推定の結果、前年度の推定と同様に地域個体群ごとの増加傾向が検出された。また、課題のあった近畿北部地域個体群のパラメータ推定については、みかけの生存率の推定を東中国地域個体群と共通化することで、上限の発散が抑制された（90%信用区間：0.73–

1.00; 95%信用区間: 0.70–1.00; 中央値: 0.93)。推定結果はより妥当な値に近づいたと考えられるが、モデルの構造に起因する内的な同定可能性の弱さについては解消していない。なお、本年度の推定より、年度別事業実施計画等に表記する推定値を 90%信用区間に代わって 95%信用区間としている。

4. 個体ごとの捕獲履歴情報を加味した推定（2018-2020 年度）

2018 年度推定モデルの概要

2018 年 10 月に近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会が設立され、広域的な保護管理に対応可能な推定モデルの開発が必要となった。これを契機として、2018 年度の推定モデルでは、以前のモデルで同定可能性に課題があった標識個体のみかけの生存率について、捕獲履歴情報から推定するモデルへと修正した。このモデルではそれまで再捕獲数としてまとめていた標識個体の捕獲情報を、個体ごとに年ごとの捕獲の有無を整理した捕獲履歴行列をデータとして扱う。この捕獲履歴行列を基に、個体の生存/死亡を状態変数、各年における捕獲の有無を観測する Cormack-Jolly-Seber モデル (Gimenez et al. 2007; 以下 CJS モデル) により、みかけの生存率の推定を行うこととした。みかけの生存率の推定については、全ての標識個体の捕獲履歴 (1994 年以降) を用い、個体群動態については豊凶調査が実施された 2005 年以降についてモデル化した。個体群動態および再捕獲個体数の観測モデルについては、前年度までのモデルと同様の構造とした。推定は二段階で行い、CJS モデルでみかけの生存率 sv の推定値を得た後、この分布を動態モデルで用いるみかけの生存率 sv の事前分布に対して採用した。

2018 年度推定モデルの推定結果

みかけの生存率の推定を CJS モデルで行ったことにより、パラメータの同定可能性の問題が改善された。みかけの生存率は東中国地域個体群 (95%信用区間: 0.83–0.92; 中央値: 0.89)、近畿北部地域個体群 (95%信用区間: 0.80–0.97; 中央値: 0.92) とともに、過去の推定に比べて信用区間が狭く、上限の発散の抑えられた推定値が得られ、モデル構造に起因する内的な同定可能性の弱さは解消されたと考えられる。個体数の増減傾向についても、過去の推定と大きく異ならない結果が得られたが、事後分布の信用区間は大幅に狭まった。兵庫県全体の 2018 年の推定生息数は 95%信用区間で 606–1131 (中央値 830) 頭、東中国地域個体群では 95%信用区間で 302–539 (中央値 410) 頭、近畿北部地域個体群では 95%信用区間で 223–689 (中央値 416) 頭であった。

地域個体群ごとに見た場合の個体数の増減傾向は類似しており、大量出没年の 2010 年から 2011 年にかけての捕殺超過に伴う減少を除いて概ね増加傾向であった (図 5)。ただし東中国地域個体群では 2014 年から 2015 年、近畿北部地域個体群では、2015 年から 2016 年にかけても減少傾向がみられた。2010 年ほどではないが、2014 年では鳥取県、2015 年は京都府での捕獲が比較的多く (近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会 2021)、府県

間で個体の行き来があることから、県内の個体数の変動にも影響した可能性がある。

モデルの修正

2019 年度推定においては、モデルの修正は行わず、データの更新のみ実施した。2020 年度推定では、これまで 2 段階で推定していた CJS モデルによる標識個体のみかけの生存率の推定と、個体群動態モデルを合わせた、統合個体群モデルとした。モデルの統合により、CJS モデルによる標識個体の動態推定およびそこから導出される標識済み個体数の推定、捕獲再捕獲法に基づく個体数推定およびその動態推定が一括して可能になった。

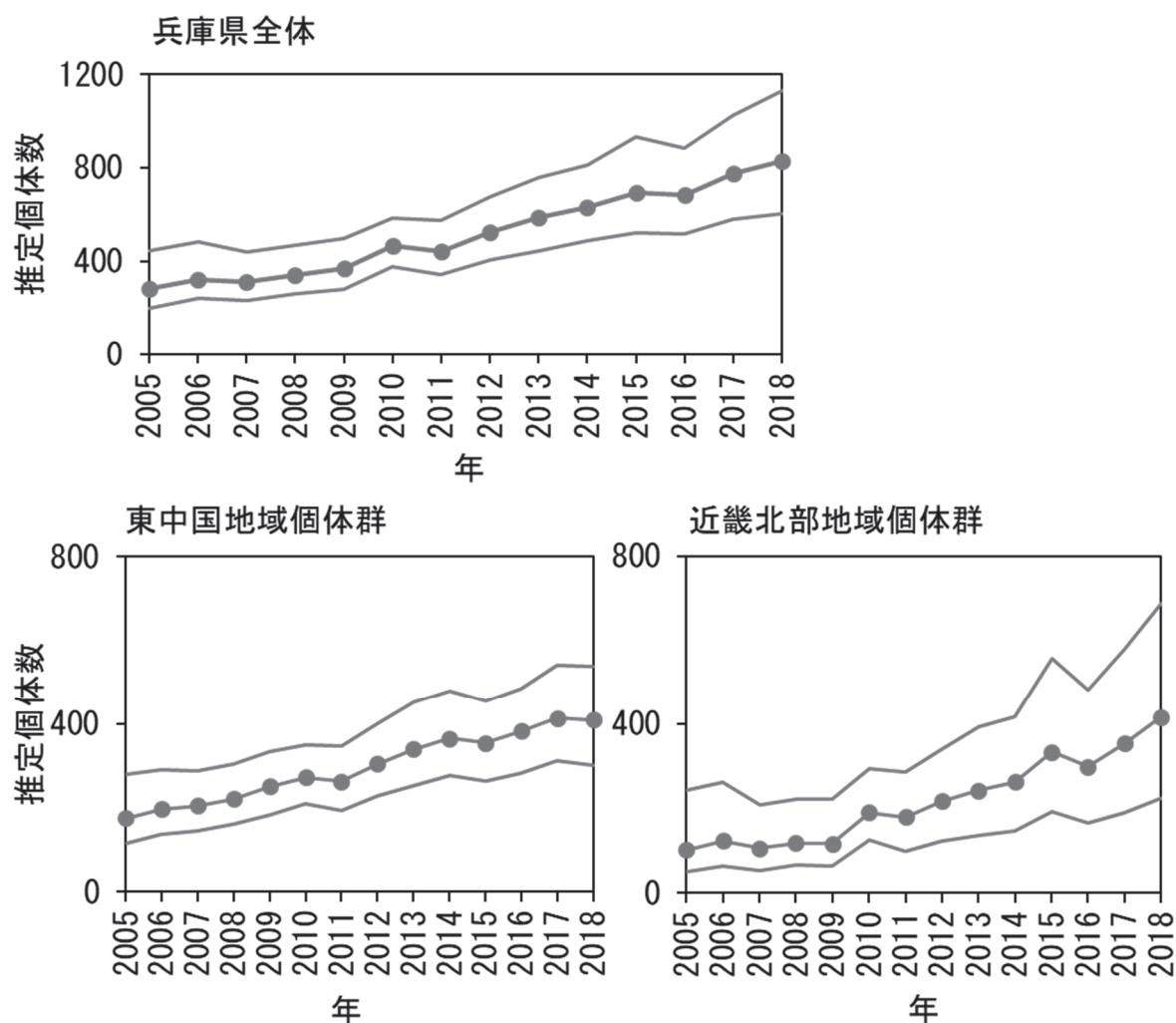


図 5. 2018 年度推定における兵庫県全体および各地域個体群に属するツキノワグマの推定生息個体数の動向。中央値および 95%信用区間を示す。

5. 府県間移動を考慮した広域推定（2021 年度）

広域協議会モデルの概要

2021 年度からは近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会における広域での推定

が実施され、兵庫県独自での推定は行われない見込みである。広域保護管理協議会では、4 府県が収集した、個体の捕獲再捕獲情報を統合したデータベースを構築しており、推定にはこのデータが用いられる（近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会 2021; 高木ほか 2022）。

広域協議会における推定モデル（近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会 2021; Takagi et al. 未発表）は、兵庫県における 2020 年度モデルからの拡張であり、相違点としては、推定の単位を 6 つの管理ユニット（東中国地域個体群: 鳥取・岡山・兵庫東中国の 3 ユニット、近畿北部地域個体群（西側）: 兵庫近畿北部・京都丹後の 2 ユニット、近畿北部地域個体群（東側）: 京都丹波の 1 ユニット）とし、CJS モデルの部分がユニット間での標識個体の移動を考慮した多状態モデルへと拡張している。また、兵庫県において 1~2 歳の捕獲個体の割合が少ない（斎田ほか 2011）、3 歳までのメスは繁殖に参加していない（中村ほか 2011）ことから、幼獣（0~3 歳）と成獣（4 歳以上）で行動や生態が異なる可能性が考えられたため、標識個体の捕獲率とみかけの生存率については、個体の年齢情報を加味し、幼獣と成獣で異なる値を設定している。なお、これまで兵庫県の推定において用いられていた出没情報の観測モデルは省いている。理由として、豊凶による変動を加味したとしても各府県における生息数と出没数の関係性が不定であり、個体群動態の指標としては情報量が少ないことがあげられる。兵庫県における 2018 年度の推定では出没数を加味したモデルと加味しないモデルの比較を行っており、捕獲情報の少ない年の推定については、出没数の情報を加味することで推定精度の向上が期待できるが、捕獲再捕獲情報のみでも十分に動態が推定可能であることが確認されている（図 6）。近年では集落周辺における有害捕獲の強化に伴い（野口ほか 2022）、生息数と出没数の関係性も変化している可能性があり（藤木 2022）、出没情報は動態を反映する指標として推定に取り入れるというより、生息数と出没数の関係を検討するための変数として扱うべきと言える。

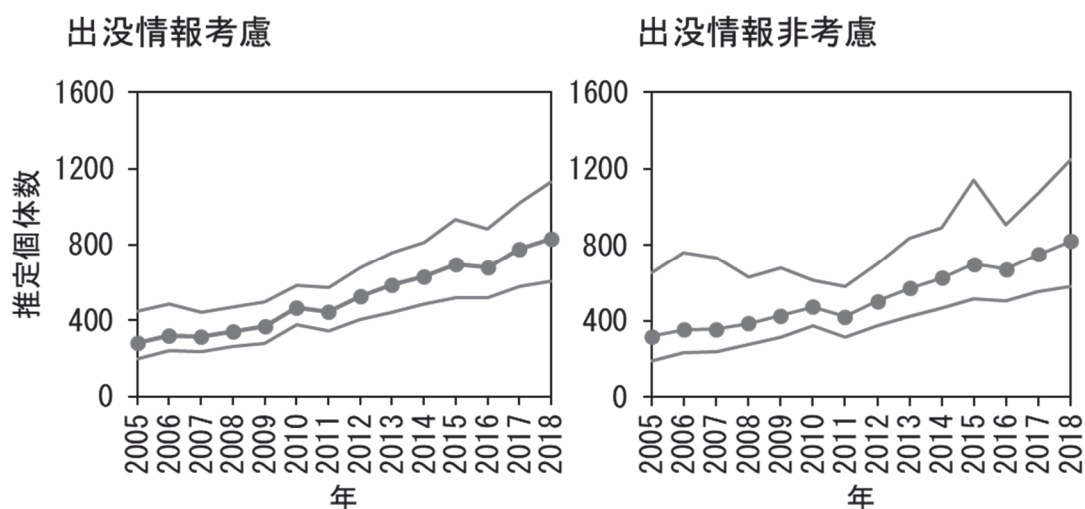


図 6. 兵庫県の 2018 年度推定モデルにおいて出没情報の考慮が兵庫県全体の推定個体数の動向に与えた影響。中央値および 95%信用区間を示す。

捕獲再捕獲法における推定に際して、標識済み個体が存在しない 0 歳の捕獲数を除いて推定を行っている。推定の対象は 1 歳以上の捕獲されうる個体の生息数であり、潜在的に捕獲等の管理対象となる個体の数と解釈される。全ての個体の年齢情報が判明しているわけではないため、年齢クラス別の個体数の算出はできないが、成獣に比べて捕獲率の低い（斎田ほか 2011）幼獣の個体数については過小な評価となるため、成獣に偏った個体数が推定される。また、人里周辺を完全に忌避する個体がいる場合、個体群全体の生息数としては過小評価となるが、凶作年には行動圏が拡大すること（横山ほか 2011）や、東日本と比べて比較的低標高の山地からなる当地域においては、過小評価の程度は大きくないと想定される。

管理ユニットとなる 4 府県のデータが統合されたことで、府県境域に生息する標識個体が各府県で重複カウントされる事がなくなり、府県をまたぐ地域個体群としての生息数の評価、解釈が容易になった。これまで、地域個体群の生息数の評価は、地域個体群が分布する府県ごとに算出された推定生息数の積み上げでしか行うことができなかったが、それぞれ異なる手法に基づく推定値を加算することは、適切ではない。特に府県境域が分布のコアエリアとなっている場合、それぞれの府県に生息する個体数として推定している個体には、一定の割合で重複が生じている可能性がある。

6. まとめ

推定手法ごとの推定個体数の比較

兵庫県では 10 年以上に渡って捕獲再捕獲法に基づくツキノワグマの個体数推定を実施してきたが、その手法については蓄積されたデータや生息状況の変化に応じて常に見直しを行ってきた。過去の推定については、特にデータが不足している状況で、比較強い制約のもと推定値を算出してきた経緯があるが、2018 年度以降では、統計的な不具合の多くは解消されたと言えるだろう。

兵庫県では個体群動態の推定を行っているため、推定手法の修正に伴い、過去の生息頭数に対しても新たな推定値が得られることになる。各年度に実施された推定における 2010 年時点および 2015 年時点の推定生息数を比較した（図 7）。2010 年時点の推定生息数をみると、2010 年度の推定値では信用区間が非常に広く、この時点の利用可能な情報量は不足していたと考えられる。2011 年度以降の推定における信用区間の縮小については、事前分布による制約の影響も強いと考えられるが、データが蓄積することである程度精度は改善したと考えられる。2016 年度および 2017 年度の 2 地域個体群モデルでは、事前分布の制約を緩めたために信用区間が若干拡大している。2018 年度以降の捕獲履歴情報を加味したモデルでは、2017 年度までの推定値と比べ、信用区間の下限値が高くかつ上限値が低くなり、推定の精度が向上している。より最近の 2015 年時点の推定生息数に着目すると、2015 年度の推定では中央値および信用区間の下限値ともに高い値を示している。制約を緩めたその後の推定で信用区間の下限値や中央値が低下したことを考えると、2015 年度の推定では強い制約により、推定の確度が保証されていなかったと言える。

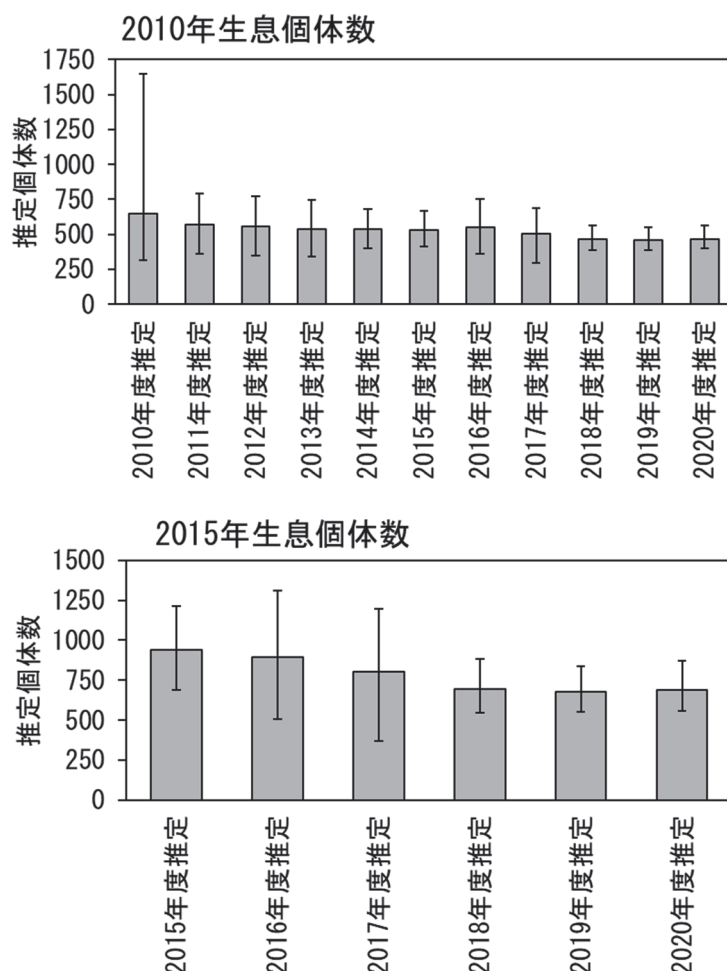


図 7. 推定手法の修正に伴う推定生息数の変化。2010 年および 2015 年時点における生息個体数の推定値（中央値および 90%信用区間）を示す。

推定値の解釈とそれに基づく管理

兵庫県における特定計画では推定個体数をもとに、捕獲上限頭数や狩猟の可否を判断してきた。判断のしきい値としては中央値が用いられてきたが、その妥当性については信用区間とともに解釈されるべきである。2010 年度の推定において、中央値で 600 頭以上という推定生息頭数が算出されたが、推定値の信用区間は広く、中央値のみでの議論は危ういものである。2015 年度の推定においては、推定生息数が中央値で 800 頭以上となったことをうけて、翌年度の狩猟の再開を決定したが、2020 年度の推定においては、中央値で 690 頭であり当時 800 頭以上であった確率は高くなかったことがわかっている。前述の通り、推定における比較的強い制約の結果、推定精度は見かけ上悪くなかったが、実際は確度が低い結果であったと言える。その時点ごとに利用可能なデータに基づく判断を行う事自体は、不確実な状況下で管理の意思決定を行う上で必要なプロセスである（横溝・鈴木 2018）が、推定の不確実性を十分に理解した上で判断を行う必要がある。推定精度が低い状況では、中央値に基づく判断の信頼精度も低くなるため、過度な捕獲が絶滅の危険性を高めることがないような配慮が

必要となる。当時の狩猟解禁に際しては、狩猟者に対して狩猟の期間、一人あたりの狩猟可能な数、安全講習会への参加とモニタリングへの協力義務を定めることで、過度な捕獲につながらないような配慮のもと、解禁を行った（横山・高木 2018）。

今後の展望と課題

兵庫県における個体数推定手法は、推定に必要なデータの多くを有害捕獲や錯誤捕獲個体の放獣といった行政的な対応の一環で収集される。同様のモニタリング体制を採用している近隣府県においても類似した手法が採用されている（近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会 私信）。しかし、兵庫県のように調査研究機関が毎年の推定を修正する体制がない場合、推定上の課題の修正や、適切な推定値の解釈が行われないうまま、不確実な推定値に基づく行政的な対応が行われる危険性がある。近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会では外部委員から構成される科学部会を設置しており、推定手法の妥当性評価やそれに基づく保護管理方針について、科学的判断を担保する体制を構築している（高木ほか 2022）。現在、広域協議会で提案されている推定手法に対しても、今後の状況に応じて見直しが行なわれることが期待される。

推定手法に関する統計的な課題の多くは解決されたものの、新たな課題も生じている。兵庫県に生息する 2 つの地域個体群ではいずれも分布や出没が 2009 年以前と比べて増加しており、結果として人里周辺における有害捕獲件数も増加し、過度な捕獲圧も懸念される状況である。個体群の絶滅危険性の増大を回避するには、モニタリングに基づく個体数推定を毎年行い、生息状況に応じた管理方針の転換を行うことが重要となるが、有害捕獲強化に伴う標識放獣個体の減少が進むと、推定に利用可能な情報量が減少する危険性がある。過剰に高い推定精度を求める必要はないが、個体数の動態を十分な精度で把握できない場合、推定値に基づく個体数管理の妥当性も低下することとなる。標識放獣に基づくデータが確保できない場合、代替となるモニタリングデータの収集や、それを基にした推定手法についても検討する必要があるだろう。標識放獣に代わる手法としては、カメラトラップで撮影された胸部斑紋（Higashide et al. 2013）やヘアトラップで採取された体毛の DNA の塩基配列（佐藤・湯浅 2008）に基づく個体識別が挙げられ、これをもとに空間明示型標識再捕獲法（Efford et al. 2009）が、日本国内で実装されている（e.g., 前橋ほか 2015; 米田ほか 2014; 高田・若山 2021）。ただし、これらの方法で必要な個体の誘引を伴うトラップの設置に対しては、保護区等を除いて住民の理解を得にくいという問題があるため、比較的低標高の山地にも生息する近畿北部・東中国地域個体群における生息地全体をカバーする形での調査は容易ではない。限られた地域での生息密度を推定できたとしても、そこから広域の個体数に換算するために単純な生息範囲面積をかけ合わせて得られた数値を用いることは、不確実性が大きいだろう。個体数推定にはモニタリング体制の確保と、正確な情報の収集蓄積が必須であり、データが不足する状況における推定は、不確実性が大きいことを認識するとともに、仮に強い制約をおくことで推定値が得られたとしても、その妥当性判断には注意が必要である。

引用文献

- Efford MG, Dawson DK, Borchers DL (2009) Population density estimated from locations of individuals on a passive detector array. *Ecology*, 90: 2676–2682
- 藤木 大介, 横山 真弓, 坂田 宏志 (2011a) 兵庫県内におけるブナ科樹木 3 種の堅果の豊凶とツキノワグマの餌資源としての評価. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 39–49
- 藤木 大介, 横山 真弓, 坂田 宏志 (2011b) 兵庫県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域変異とブナ科堅果の豊凶の影響. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 50–58
- 藤木 大介 (2022) 兵庫県におけるブナ科堅果の豊凶観測に基づいたツキノワグマの出没予測. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 14: 79–93
- Gimenez O, Rossi V, Choquet R, Dehais C, Doris B, Varella H, Vila JP, Pradel R (2007) State-space modelling of data on marked individuals. *Ecological Modelling*, 206: 431–438
- Higashide D, Miura S, Miguchi H (2013) Evaluation of camera-trap designs for photographing chest marks of the free-ranging Asiatic black bear, *Ursus thibetanus*. *Mammal study*, 38: 35–39
- 兵庫県 (2015) ツキノワグマ保護計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2016) ツキノワグマ保護計画 平成 28 年度事業実施計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2017a) ツキノワグマ管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2017b) ツキノワグマ管理計画 平成 29 年度事業実施計画. 兵庫県, 神戸
- 稲葉 一明 (2011) 兵庫県のツキノワグマの出没状況と対策. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 1–17
- 環境省 (2017) 特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン(クマ類編・平成 28 年度). 環境省自然環境局
- 近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会 (2021) 近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理指針
- 前橋 尚弥, 松下 通也, 星崎 和彦 (2015) 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. *秋田県立大学ウェブジャーナル B*, 2: 187–191
- 中村 幸子, 横山 真弓, 森光 由樹 (2011) 兵庫県におけるツキノワグマの繁殖状況. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 102–106
- 野口 和人, 廣瀬 泰徳, 石川 修司, 高木 俊, 横山 真弓 (2022) 兵庫県におけるツキノワグマの生息・被害状況と管理政策の概要. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 14: 30–48
- 斎田 栄里奈, 横山 真弓, 中村 幸子, 森光 由樹 (2011) 兵庫県において捕獲されたツキノワグマの性・年齢構成の特徴. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 94–101
- 坂田 宏志, 岸本 康誉, 関 香奈子 (2011a) ツキノワグマの生息動向と個体数の推定. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 26–38
- 坂田 宏志, 横山 真弓, 森光 由樹, 中村 幸子, 斎田 栄里奈 (2011b) 兵庫県におけるツキノ

- ワグマの管理のためのデータ収集. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 3: 18–25
- 坂田 宏志, 岸本 康誉, 関 香奈子 (2012) ツキノワグマの個体群動態の推定 (兵庫県 2011 年). 兵庫ワイルドライフレポート, 1: 32–43
- 坂田 宏志, 岸本 康誉, 太田 海香, 松本 崇 (2014) ツキノワグマの個体群動態の推定 (兵庫県 2011 年). 兵庫ワイルドライフレポート, 2: 93–109
- 佐藤 喜和, 湯浅 卓 (2008) ヘア・トラップを用いたクマ類の個体数推定法: 概要と注意点. 哺乳類科学, 48: 101–107
- 嶋田 正和, 山村 則男, 粕谷 英一, 伊藤 嘉昭 (2005) 動物生態学 新版. 海游舎, 東京
- 高田 敦史, 若山 学 (2021) 奈良県におけるカメラトラップを用いたツキノワグマの個体数推定. 奈良県森林技術センター研究報告, 50: 7–14
- 高木 俊, 横山 真弓, 廣瀬 泰徳, 野口 和人 (2022) 東中国・近畿北部ツキノワグマ地域個体群の広域管理にむけた取り組み. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 14: 1–29
- 横溝 裕行, 鈴木 牧 (2018) 巻頭言—不確実性下における効果的な哺乳類管理. 保全生態学研究, 23: 5–7
- 横山 真弓, 斎田 栄里奈, 江藤 公俊, 中村 幸子, 森光 由樹 (2011) 兵庫県におけるツキノワグマの行動圏の変異とその要因. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 3: 59–70
- 横山 真弓, 高木 俊 (2018) 被害防止対策から得られるデータを活用した兵庫県におけるツキノワグマの個体群の保全管理. 保全生態学研究, 23: 57–65
- 横山 真弓, 野口 和人, 廣瀬 泰徳 (2022) ツキノワグマの捕獲個体モニタリング体制の構築. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 14: 49–62
- 米田 舜, 丸山 哲也, 福井 えみ子, 小金澤 正昭 (2014) 高原山系におけるヘア・トラップ及びカメラトラップを用いたツキノワグマの個体数推定. 野生鳥獣研究紀要, 39: 1–17