

第 4 章

ニホンザル群の存続可能性分析の再検討－捕獲が与える影響

高木俊^{1*},²・森光由樹^{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

- ・坂田・鈴木（2013）によるニホンザルの群れにおける存続可能性を再検討すべく、複数の捕獲シナリオにおける30、50、100年後の絶滅確率を計算した。
- ・群れの初期個体数の条件として、既存研究で着目されていたオトナメスの頭数に加えて、未成熟メスの比率についても検討した。
- ・捕獲のない条件と比べて捕獲がある条件では、30年程度の短い時間スケールの絶滅確率には大きな差がないが、50年から100年程度の時間スケールでの絶滅確率は上昇することが示された。
- ・特に群れ数の少ない地域個体群の保全を考える上では、長期的な絶滅確率が高まることのないよう、捕獲制限の範囲内であっても、未成熟メスの数も含めて注意深くモニタリングする必要があるといえる。

Keywords: 捕獲制限、個体数管理、PVA

A revision of the population viability analysis of Japanese macaques

Shun Takagi^{1*}² Yoshiki Morimitsu¹ ²

¹ Wildlife Management Research Center, Hyogo

² Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: We revised the population viability analysis of Japanese macaques conducted in a previous study. We calculated the probabilities of extinction of troops over periods of 30, 50, and 100 years with and without nuisance control. We focused on the initial settings of the number of female adults as well as the ratio of immature females. With nuisance control, the extinction risk at 30 years did not increase, though the risk at 50 years or more increased, compared to the situation without nuisance control. To conserve local populations with few troops, the status of mature and immature troop members should be closely monitored.

Keywords: catch limitation, population management, population viability analysis

受付日：2021年1月20日、受理日：2021年2月8日

責任著者：高木 俊*

〒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 ☐ takagi@wmi-hyogo.jp

1. はじめに

兵庫県ではニホンザルの個体数管理を、年度ごとに群れごとの個体数や集落への加害状況に応じた順応的管理により行っている（兵庫県 2017）。個体の捕獲を行う場合には、捕獲が地域的な絶滅を引き起こすことのないように、群れの成体のメス個体（以下、オトナメス）の数に応じて、個体数管理の方法を決定している（2章：池田ほか 2021）。具体的には、群れのオトナメス 10 頭以下の場合は原則としてメスの捕獲は行わない、オトナメス 11～15 頭では原則としてオトナメスの捕獲は行わない、と捕獲に対して制限をかけている（兵庫県 2017）。この基準は、坂田・鈴木（2013）が行ったモンテカルロシミュレーションにより、群れのオトナメスの数が 10 頭を下回ると 20 年後の群れの絶滅確率が急激に増加するという推定結果（図 1）に基づいて定めている。このシミュレーションでは、群れのオトナメス（6 歳以上）の初期個体数を変化させたときの群れの絶滅確率を分析しているが、シミュレーション期間内での捕獲を想定していないこと、シミュレーションで評価する絶滅確率が 20 年とサルの世代時間に比べて比較的短い時間スケールとなっていることから、個体数管理の持続可能性を十分に評価できていない。また、現行の基準では、オトナメスが 11 頭から 15 頭の範囲においては、オトナメスは捕獲禁止ながら、未成熟メスへの捕獲は制限されていない。捕獲による齢構成の偏りは、オトナメスの新規参入が保証されず、将来的な繁殖個体の減少につながる懸念もある。個体数管理を持続可能な形で行うために、長期的な視点から、現状の管理方針が群れの絶滅確率に与える影響を改めて評価する必要がある。そこで、本研究では坂田・鈴木（2013）で示された存続可能性分析をアップデートする形で、群れの絶滅確率に捕獲が与える影響を評価した。具体的には、オトナメスの頭数と未成熟メスの割合の異なる群れにおいて、複数の捕獲シナリオにおける 30、50、100 年後の絶滅確率を計算した。

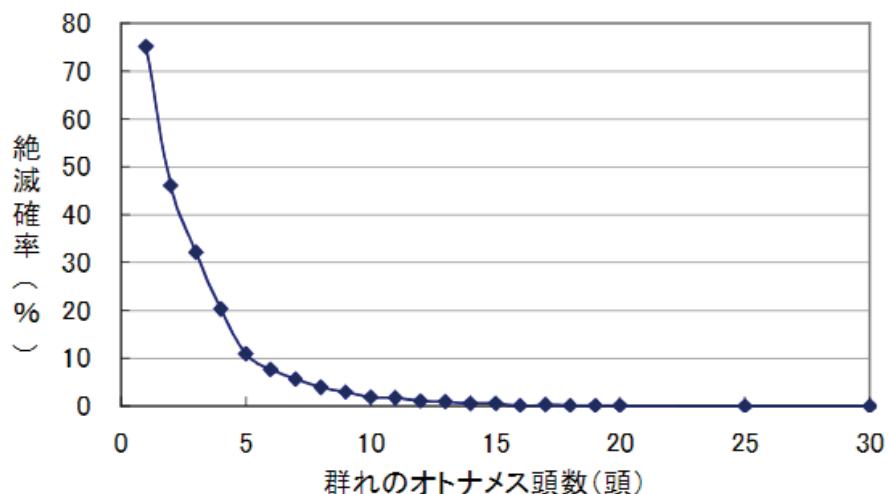


図 1 群れのオトナメス頭数と 20 年後の群れの絶滅確率（兵庫県 2017 より転載）

2. 方法

シミュレーション

個体数の動態分析は年齢構造を仮定した、レスリー行列（式1）によるモンテカルロシミュレーションにより行った。ニホンザルは母系の群れをつくり、メスは生まれた群れで一生を過ごすが、オスは成長すると生まれた群れから離れ、他の群れに加入したり、オスのグループを形成したりするほか、いわゆる「ハナレザル」として単独で生活することが知られている（環境省 2016）。このため、動態はメス個体のみを考慮した。毎年の各年齢の個体数が、出産による0歳の加入と、生存による年齢の上昇により変動する。年齢区分は、坂田・鈴木（2013）に従い、6歳以上をオトナメス、4～5歳をワカモノ、1～3歳をコドモ、0歳をアカンボウとして扱った。最大寿命は20歳とした。なお、本章においては、オトナメス以外のメス個体（ワカモノ、コドモ、アカンボウのメス）をまとめて未成熟メスとして表現する。式1において f は繁殖力であり、生存率 s と出産率 b の積で表される。生存率 s は年齢によって変化することを想定し、アカンボウの生存率 s_0 、ワカモノおよびコドモの生存率 s_y （ $s_1 \sim s_5$ ）、オトナメスの生存率 s_a （ $s_6 \sim s_{19}$ ）を設定した。繁殖率は、未成熟個体は0とし、オトナメスの繁殖率 b のみを設定した。

$$A = \begin{pmatrix} f_0 & f_1 & \dots & f_{19} & f_{20} \\ s_0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & s_1 & \dots & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & s_{19} & 0 \end{pmatrix} \quad \cdots \text{式1}$$

群れの存続可能性の評価

坂田・鈴木（2013）では、20年という比較的短い時間スケールでの群れの存続可能性評価を行っていた。後述の基準パラメータにおける期待値をもとにした計算では、世代時間は12.9年と推定され、20年間のシミュレーションでは1度の繁殖成功のみで絶滅が回避されるケースも存在する。本研究では、IUCN（国際自然保護連合）のレッドリストにおける種の絶滅危機の評価基準に従い、30年、50年、100年後の絶滅確率を評価した。世代時間を10年と仮定し、閾値として、レッドリスト評価においてCR（絶滅危惧IA類）に相当する30年で50%以上、EN（絶滅危惧IB類）に相当する50年で20%以上、VU（絶滅危惧II類）に相当する100年で10%以上を設定し、絶滅可能性を評価した（表1）。また、群れ捕獲において地域個体群に存続させる群れ数を3群以上としていること（池田ほか 2021）から、3群とも絶滅する地域的な絶滅確率を評価するために、100年で独立な3群が同時に絶滅する確率が10%に相当する、100年後の絶滅確率が47%（ $0.47^3 \approx 0.1$ ）も閾値として設定した。

表1 群れの存続可能性評価の基準

年	絶滅確率	根拠
30	50%	IUCN レッドリスト CR (3 世代で 50%以上) 基準に相当
50	20%	IUCN レッドリスト EN (5 世代で 20%以上) 基準に相当
100	47%	3 群同時に IUCN レッドリスト VU (100 年で 10%以上) 基準に相当
100	10%	IUCN レッドリスト VU (100 年で 10%以上) 基準に相当

群れの初期個体数の設定

群れの初期状態については、オトナメスの数を 1~20 頭の 20 段階、オトナメスに対する未成熟メスの割合を、基準とする年齢構成に対して 2 割ずつ変化させ 1 (基準齢構成) から 0 (未成熟メス不在) までの 6 段階で設定した。年齢構成は、捕獲が行われる群れではさまざまな値を取りうるが、1 つの典型的な例として、基準とする年齢構成は、坂田・鈴木 (2013) に準拠し、オトナメス 1 に対して、ワカモノメス 0.2、コドモ 0.8、アカンボウ 0.5 とした。性比は 1:1 を仮定し、コドモとアカンボウに占めるメスの割合は 0.5 とした。オトナ、ワカモノ、コドモにおける年齢ごとの個体数は、シミュレーションで設定した年齢ごとの生存率（後述する基準パラメータにおけるロジット変換前における期待値）をもとにした個体数の比率に従う、多項分布とした。

捕獲の影響の評価

捕獲がない場合と、現行の基準による捕獲が行われた場合、現行の捕獲制限に未成熟メスへの捕獲制限を新たに加えた場合の 3 通りの捕獲シナリオを想定した。現行の基準による捕獲では、群れのオトナメスが 10 頭以下の場合はメスの捕獲禁止、11~15 頭ではオトナメスの捕獲禁止、16 頭以上ではオトナメスも捕獲が可能となる。未成熟メスへの捕獲制限は、オトナメスが 11 頭以上で、未成熟メスが 10 頭（オトナメス 11 頭で想定される基準齢構成の未成熟メス数）以上の場合にのみ捕獲が可能と設定した。捕獲率は群れの個体数や加害レベルに応じて変化するが、鈴木ほか(2013)で示された、2009–2011 年の兵庫県の野生群の個体数に対する有害捕獲数の比率（中央値 9.67%）を参考に、捕獲率は、0.1 に設定した。シミュレーションにおいて捕獲個体数は毎年、二項分布に従い決定され、群れから取り除かれる。

パラメータ設定の評価

シミュレーションで用いるパラメータは坂田・鈴木 (2013) が採用した値と同じとし、2009 年から 2011 年にかけて兵庫県森林動物研究センターが実施した、兵庫県の野生群における個体数カウント調査によって得られたデータ（鈴木ほか 2013）と文献データ（室山 2008）から出産率、死亡率の平均値と分散を決めた。坂田・鈴木 (2013) では、兵庫県におけるアカンボウの生存率についての情報が少ないとから、日本各地の餌付け群、非餌付け群の両方の値を含むような、広い値を取りうるように設定している。しかしながら変数変換と大きい分散の採用の結果、平均 0.67、95%パーセンタイル区間

0.09–0.99 に値が設定されており、長期間のシミュレーションでは確率論的な絶滅確率が過大に評価されている可能性もある。このパラメータ設定の不確実性の影響を評価するために、生存率、出生率について異なる設定のもとでのシミュレーションを検討した。アカンボウの生存率については群れの集落への依存度の違いに伴う生存率の違いを考慮するため、室山（2016）でまとめられた日本各地の非猿害群（生存率が相対的に低い）および餌付け群または猿害群（生存率が相対的に高い）での値の 2 通りを仮定した。このとき、出生率とアカンボウを除く生存率については、坂田・鈴木（2013）での根拠となった値（鈴木ほか（2013）の値から算出）からランダム抽出した値を仮定した。坂田・鈴木（2013）に準拠する基準パラメータ、非猿害群パラメータ、猿害群パラメータの三通り（表 2）で、レスリー行列の固有値から得られる個体群増加率 λ を計算するとともに、現行の基準による捕獲条件のもとでの群れの絶滅確率を評価した。

シミュレーション計算

計算は R 3.6.3 にて実行した。シミュレーションの並列計算には doParallel パッケージ、個体群増加率の算出には popbio パッケージを用いた。絶滅確率の計算は 10,000 回のシミュレーションを行い、30 年、50 年、100 年の時点で個体数が 0 になった試行の割合によって評価した。

表 2 シミュレーションで用いたパラメータ

パラメータ		
基準	s_0	$\text{logit}^{-1}(\text{Normal}(1.064726, 2.465336 \times 1.2))$ の乱数を発生
パラメータ	s_y	$\text{logit}^{-1}(\text{Normal}(2.596767, 2.465336 \times 1.2))$ の乱数を発生
	s_a	$\text{logit}^{-1}(\text{Normal}(4.002545, 1.40479 \times 1.2))$ の乱数を発生
	b	$\text{logit}^{-1}(\text{Normal}(0.39868, 0.842006 \times 1.2))$ の乱数を発生
非猿害群	s_0	0.77, 0.63, 0.68, 0.47, 0.72, 0.75 からランダム抽出 ^{※2}
パラメータ	s_y	1, 0.644, 0.852, 0.963, 0.827, 0.862, 1, 0.729, 1, 0.569 から ランダム抽出 ^{※1}
	s_a	0.833, 0.982, 1, 1, 1, 1, 0.941, 1, 0.898, 0.958 からランダム抽出 ^{※1}
	b	0.727, 0.700, 0.455, 0.526, 0.786, 0.091, 0.56, 0.60, 0.118, 0.429, 0.667, 0.095, 0.310, 0.362, 0.5, 0.5, 0.55, 0.667, 0.727, 0.5, 0.625, 0.375, 0.6, 0.667 からランダム抽出 ^{※1}
猿害群	s_0	0.85, 0.9, 0.9, 0.81, 0.84, 0.92 からランダム抽出 ^{※3}
パラメータ	s_y	非猿害群パラメータと同様に抽出
	s_a	非猿害群パラメータと同様に抽出
	b	非猿害群パラメータと同様に抽出

*¹ 坂田・鈴木（2013）で採用された値の算出根拠となった値。出生率は鈴木ほか（2013）記載の新生児保有率の実測値から算出、生存率は前年の実測個体数と有害捕獲数から翌年の期待個体数を算出し、それに対する翌年の実測個体数に基づき算出。

*2 室山（2016）でまとめられた日本各地の非猿害群の新生子死亡率から算出

*3 室山（2016）でまとめられた日本各地の餌付け群または猿害群の新生子死亡率から算出

3. 結果

捕獲がない条件における、群れの絶滅確率は初期オトナメスの数によって変化した（図2）。未成熟メスの割合によらず、オトナメスが2頭以下では、30年後の絶滅確率が0.5を上回った（図2の赤色）。50年後の絶滅確率で見た場合、未成熟メスの割合が基準齢構成の8割以上の場合はオトナメス7頭以下で絶滅確率が20%を上回ったが、未成熟メスの割合が基準齢構成の4割以下の場合はオトナメスが10頭でも絶滅確率が20%を上回った（図2の橙色）。100年後の絶滅確率はすべての領域で10%を上回った（図2の淡黄色）。47%（独立3群の同時絶滅確率10%に相当）を上回る（図2の濃黄色）のは、未成熟メスの割合が高い（基準齢構成）場合はオトナメス9頭以下、未成熟メスの割合が基準齢構成の2割以下の場合はオトナメス15頭以下であった。

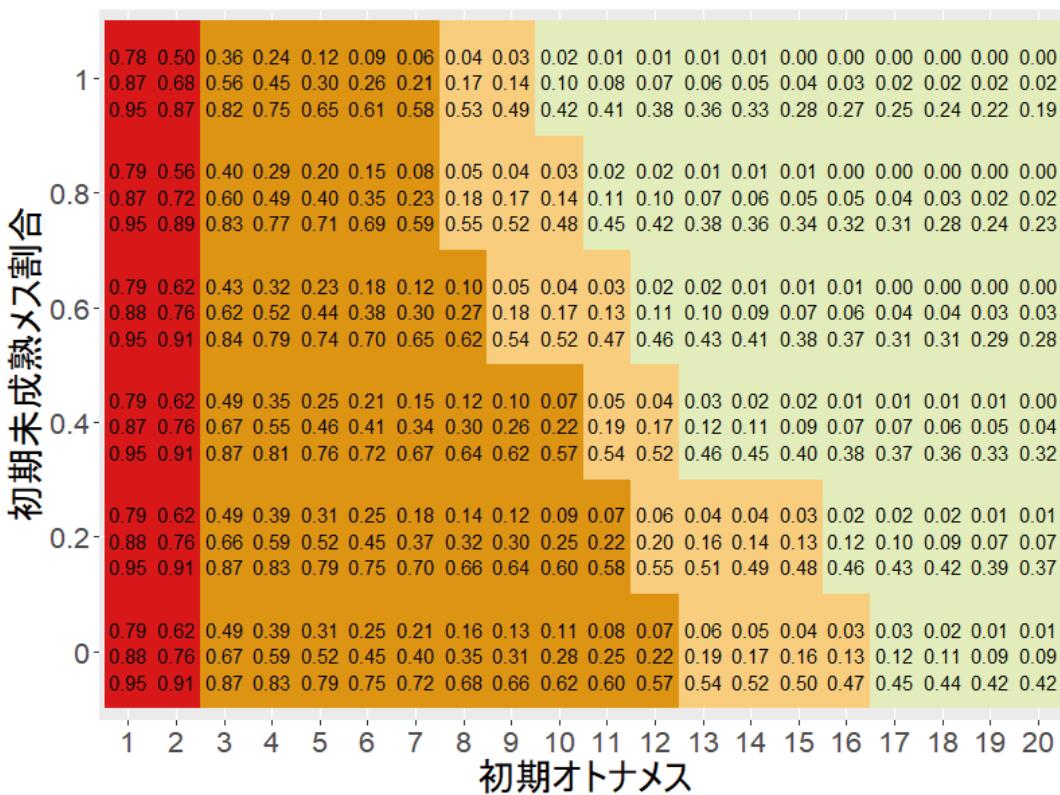


図2 初期オトナメスおよび基準齢構成に対する未成熟メス割合が異なる条件での群れの絶滅確率。数字は上段が30年の絶滅確率、中段が50年の絶滅確率、下段が100年の絶滅確率。色の違いはレッドリスト基準に基づき、赤色が30年の絶滅確率が50%を上回る領域、橙色が50年の絶滅確率が20%を上回る領域、濃黄色が100年後の絶滅確率が47%を上回る領域、淡黄色が100年後の絶滅確率が10%を上回る領域。

現状の捕獲制限条件のもと、捕獲を行った場合の群れの絶滅確率を図3に示した。30年後の絶滅確率が高い領域（図3の赤色）は、捕獲が行われない場合（図2）とほとんど変わらなかったが、50年後、100年後の絶滅確率は捕獲がない条件よりも高くなつた。未成熟メスへの捕獲制限を設けた場合（図4）、初期オトナメス15頭以上で未成熟メスの割合が基準齢構成のときに、100年後の絶滅確率が47%を下回つた（図4の淡黄色）。

基準パラメータ、非猿害群パラメータ、猿害群パラメータにおいて個体群成長率 λ は異なる値となつた。個体群成長率は、基準モデルで最も低く（ λ の幾何平均：0.96, 95%CI: 0.81-1.06）、非猿害群（ λ の幾何平均：0.97, 95%CI: 0.90-1.04）、猿害群（ λ の幾何平均：0.99, 95%CI: 0.93-1.06）の順となつた。捕獲ありの条件（図3と同じ）における絶滅確率を計算すると、非猿害群パラメータでは、全体的に絶滅確率が高くなり、50年後の絶滅確率が20%を上回る領域が大きくなつた（図5）。猿害群パラメータでは絶滅確率が低くなり、初期オトナメス8頭以上では、未成熟メスの割合によらず100年後の絶滅確率が47%を下回つた（図6）。

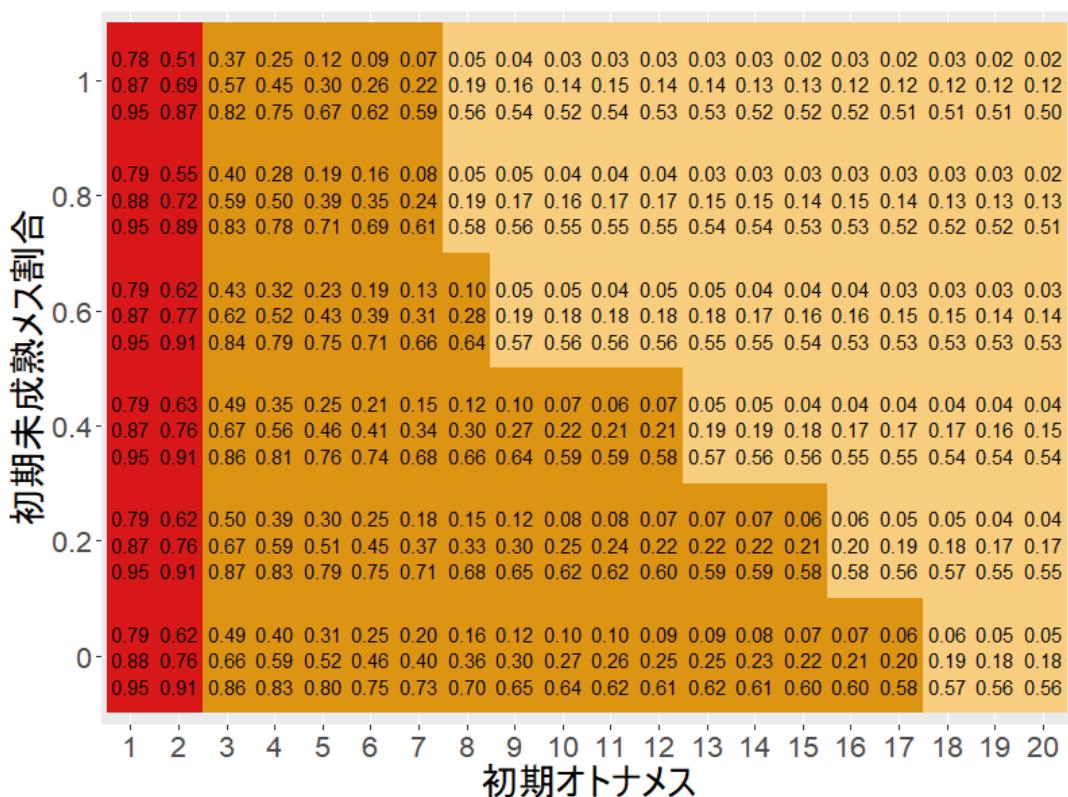


図3 捕獲がある条件における、群れの絶滅確率。図の見方については、図2を参照。

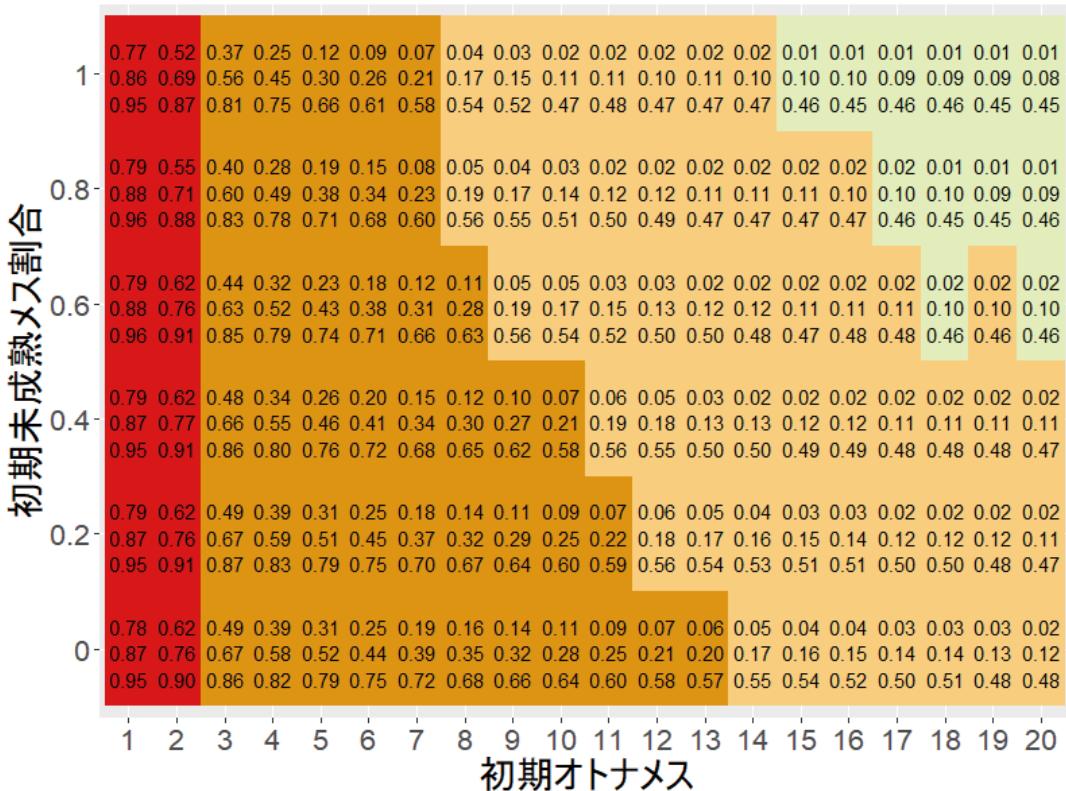


図4 未成熟メスへの捕獲制限がある条件における、群れの絶滅確率。図の見方については、図2を参照。

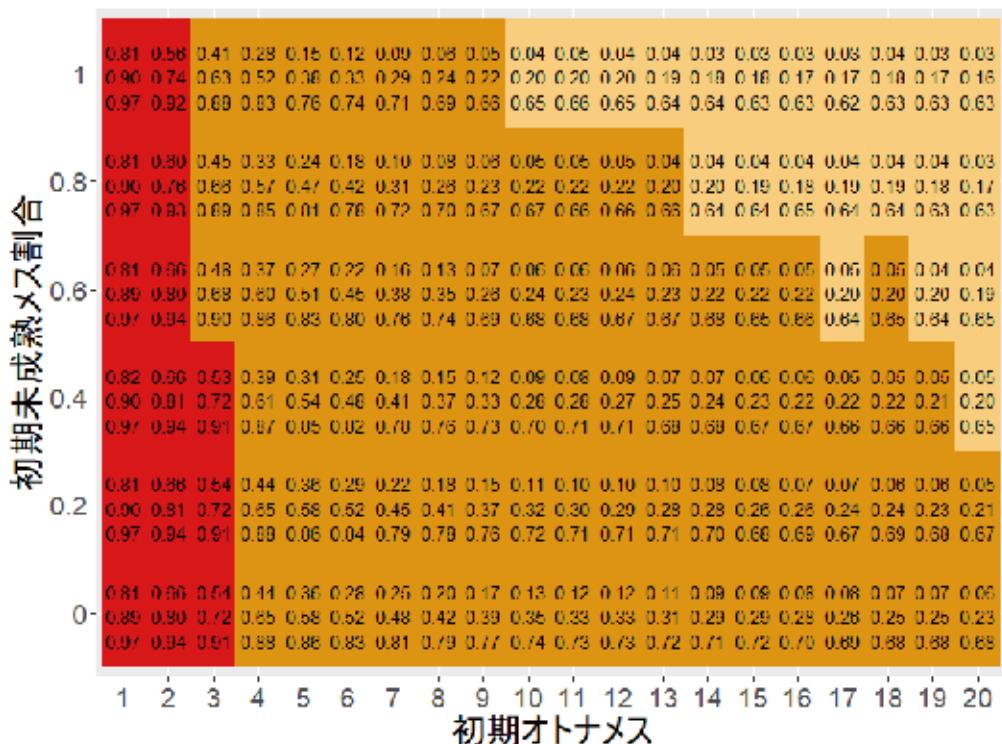


図5 捕獲がある条件における、非猿害群パラメータでの群れの絶滅確率。図の見方については、図2を参照。

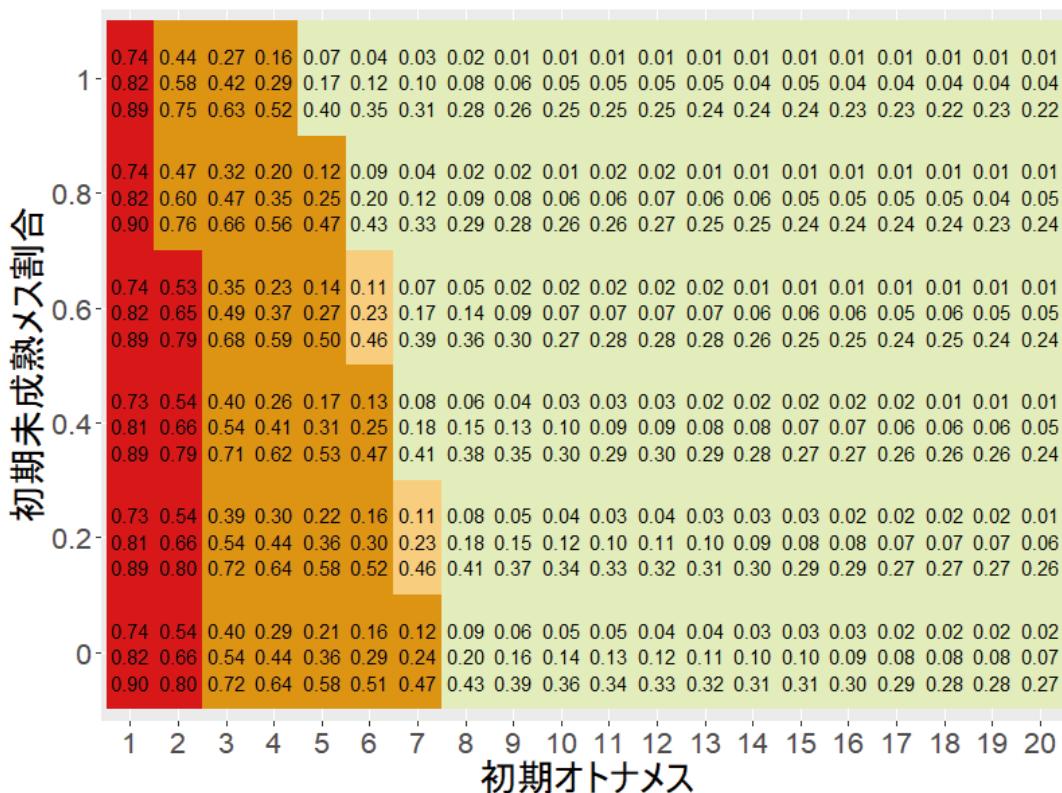


図 6 捕獲がある条件における、猿害群パラメータでの群れの絶滅確率。図の見方については、図 2 を参照。

4. 考察

本研究では、これまで検討が不十分であった捕獲が行われる条件下での群れの長期的な存続可能性の評価を行った。これにより、現在の個体数管理基準での管理の持続可能性を検討することができた。捕獲がない条件（図 2）と現行の基準での捕獲がある条件（図 3）の比較から、30 年程度の短い時間スケールの絶滅確率には大きな差がないが、50 年から 100 年程度の時間スケールでの絶滅確率は上昇することが示された。5 年に一度見直しを行う特定計画における個体数管理において、現状の管理基準は短期的には絶滅確率を上昇させるものではないと言えるだろう。しかしながら、捕獲圧をかけ続ける個体数管理は、長期的には群れの絶滅確率を上昇させる危険性を含んでおり、群れ数の少ない地域個体群の管理においては注意が必要である。

未成熟メスの割合の低下は、捕獲の有無によらず、30 年程度の短い時間スケールの群れの絶滅確率を大きく上昇させることはなかった。兵庫県の基準では、オトナメスが 10 頭以下の場合に、未成熟メスへも捕獲制限がかかるため、群れが絶滅するレベルまで未成熟メスへの捕獲が続く状況は起こりにくいと考えられる。しかしながら、未成熟メスへの捕獲制限がかからない、オトナメス 11~14 頭の領域に着目すると、初期未成熟メスの割合が低い（基準齢構成の 4 割以下）状況であれば、捕獲により 50 年後の群れの絶滅確率が上昇した。捕獲による長期的な群れの絶滅確率の上昇は、未成熟メスへの捕獲制限（図 4）

をかけることで緩和された。本分析から、長期的な群れの存続性を考える場合には、未成熟メスの割合にも注意する必要がある。ただし、基準齢構成の4割を下回るような極端な状況でない限りは、追加の捕獲制限をかける必要はないと言えるだろう。

シミュレーションに用いたパラメータによって、長期的な群れの絶滅確率は変化した。今回用いた3通りのパラメータ設定において、個体群成長率の幾何平均はいずれも1を下回り、捕獲を行わない状況でも、100年間といった長期スケールで見た場合、いずれ絶滅する可能性が高い結果となった。ただし坂田・鈴木（2013）でも指摘されている通り、パラメータの設定についてはデータの蓄積とともににより妥当な値に変更するほうが良いだろう。非猿害群パラメータと猿害群パラメータでのシミュレーション結果の比較から、アカンボウの生存率の設定の違いで、長期的な群れの絶滅確率が大きく異なることが見て取れる（図5、6）。アカンボウの生存率が高い猿害群では、捕獲制限の範囲内において、積極的に加害個体の捕獲を行ったとしても、絶滅確率の上昇の危険性は大きくないと言える。一方、非猿害群のようにアカンボウの生存率が高くない群れにおいては、捕獲が長期的な絶滅確率の上昇に繋がる危険があるため、追い払い等で被害を抑制できるのであれば、捕獲制限の範囲内においても、捕獲を最低限に留めることが、群れの保全の観点からは好ましいと言えるだろう。

今回のシミュレーション結果から、2020年2月時点の兵庫県における群れの状況（池田ほか 2021）を、現在の捕獲条件下（図3）での存続可能性の観点から評価する（表3）。まず、30年後の絶滅確率が50%を上回るような、絶滅危険性が極めて高い群れは存在しなかった。オトナメスが最も少ない美方B群（オトナメス4頭）では50年後の絶滅確率が20%を上回り、相対的に絶滅危険性が高い群れと評価された。美方B群は他の群れからも空間的に孤立しており、地域個体群保全上の重要度が高い群れであり、未成熟メスの数も含めて注意深くモニタリングする必要があるといえる。同じく孤立群である城崎A群（オトナメス10頭）は100年後の絶滅確率が47%を超える区分に相当する。この地域の群れが1群であることと地域個体群保全上の重要度から考えると、未成熟メスを含めて個体数の減少に注意が必要な群れと言える。大河内および篠山の各群は、100年後の絶滅確率が47%を超える区分に相当している。群れ単位で見ると長期的には絶滅可能性があるものの、複数群れが同一地域にあることから、地域的な絶滅の危険性は低いと言えるだろう。未成熟メスの割合はいずれの群れも基準齢構成の8割以上であり、直ちに絶滅確率が上昇するような水準にはないと言える。ただし、大河内B群と篠山A群では、メス（性別不明含む）のワカモノが確認されておらず（池田ほか 2021）、将来的な繁殖個体の減少も懸念される。

表3 2020年2月時点の兵庫県内の群れのメス個体数(池田ほか 2021)と、本研究から予想される捕獲状況下での絶滅確率

地域 個体群	群れ	オトナメス 個体数	未成熟メス 個体数 ^{※1}	基準齢構成に 対する未成熟 メス割合	絶滅確率 ^{※2} および対 応する IUCN レッド リスト区分
豊岡	城崎 A	10	9.5	1.0 以上	100 年で 52% : VU
美方	美方 B	4	5.5	1.0 以上	50 年で 45% : EN
大河内・ 生野	大河内 A	18	18.5	1.0 以上	100 年で 51% : VU
	大河内 B	11	8.5	0.91	100 年で 54% : VU
	大河内 C	16	15	1.0 以上	100 年で 52% : VU
	大河内 D	14	12.5	1.0 以上	100 年で 52% : VU
篠山	篠山 A	14	10	0.84	100 年で 54% : VU
	篠山 B	18	14	0.92	100 年で 51% : VU
	篠山 C	9	8.5	1.0 以上	100 年で 54% : VU
	篠山 D	14	9.5	0.80	100 年で 54% : VU
	篠山 E	11	11.5	1.0 以上	100 年で 54% : VU

※1 コドモ・アカンボウについては性比 1:1 を仮定し、個体数を 0.5 倍してメス個体数とした

※2 図 3 で計算された絶滅確率に基づき、未成熟メス割合のもっとも近い結果を採用した

ニホンザルの地域個体群の絶滅確率を算出する方法や考え方については、多くの学会で議論が続いている。例えば、2016 年に開催された日本哺乳類学会筑波大会自由集会では、「ニホンザルの地域個体群を検討する—保護管理の単位・基準策定にむけて—」と題して、最小存続可能個体数 (Minimum Viable Population、MVP) について、遺伝的多様性を指標とした近交弱勢(近親交配に伴う繁殖力の低下)による絶滅の可能性と繁殖学的パラメータ(特に性・齢構成)からみた地域個体群の存続について議論が行われた(鈴木ほか 2017)。遺伝的多様性の評価では、孤立した地域個体群では遺伝的多様性の低下が報告されている (Kawamoto *et al.* 2008)。しかし、全国的な調査は実施されていないことに加えて、ニホンザルがどのレベルまで遺伝的多様性を喪失したら絶滅する確率が上がるのか不明な点が多い。また繁殖学的パラメータについては、本研究でも示しているように、パラメータの設定によって絶滅確率が大きく変化する。特に自由集会では、群れ内の繁殖母体である成獣メスの年齢構成が不明であること、平均死亡率が不確定なことなどから、現状では算出幅が大きくなることが問題視された。特に群れ数の少ない兵庫県北部の地域個体群の保全を進めるために引き続き、課題として残されたパラメータについて今後詳細な検討を行っていく予定である。

引用文献

- 兵庫県（2017）第2期ニホンザル管理計画。兵庫県、神戸
- 池田恭介・山端直人・森光由樹（2021）兵庫県におけるニホンザルの管理政策の概要。「兵庫県におけるニホンザル地域個体群の管理と今後の課題」兵庫ワイルドライフモノグラフ13: 13-27
- 環境省（2016）特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン（ニホンザル編・平成27年度）。環境省自然環境局
- Kawamoto Y, Tomari K, Kawai S, Kawamoto S (2008) Genetics of the Shimokita macaque population suggest an ancient bottleneck. *Primates* 49: 32-40
- 室山泰之（2016）サル個体群と生息地の管理技術。「増補版 野生動物管理-理論と技術-」，羽山伸一・三浦慎吾・梶光一・鈴木正嗣 編, pp. 409-422. 文永堂出版株式会社. 東京
- 坂田宏志・鈴木克哉（2013）モンテカルロシミュレーションによるニホンザル群の存続確率の推定。兵庫ワイルドライフレポート1: 75-79
- 鈴木克哉・江成広斗・宇野壮春・清野紘典・滝口正明・森光由樹・山端直人（2017）2016年度大会自由集会記録 サル部会企画：ニホンザルの地域個体群を検討する—保護管理の単位・基準策定にむけて—。哺乳類科学 57: 165-166
- 鈴木克哉・森光由樹・山田一憲・坂田宏志・室山泰之（2013）兵庫県に生息するニホンザルの個体数とその動向, 兵庫ワイルドライフレポート1: 68-74