

# 兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果

Current status and achievements of sika deer management  
in Hyogo Prefecture, Japan



兵庫県森林動物研究センター  
兵庫 ワイルドライフモノグラフ 11号  
2019年3月

Wildlife Management Research Center, Hyogo  
Wildlife Monograph of Hyogo, No.11



## はじめに

兵庫県森林動物センター（以下、研究センター）は、ワイルドライフマネジメントに係わる研究成果を、野生動物の保全と管理に関わる業務を行っている行政担当者や実務者、技術者、研究者などへ実務に有益な知見を提供することを目的として、平成 20 年度から「兵庫ワイルドライフモノグラフ」を刊行してまいりました。今回、第 11 号として「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」を刊行いたします。

兵庫県では長期モニタリングをもとに、生息数や生活史パラメータなどの情報が正確にはわからない場合であっても、個体数の増減に応じて捕獲圧を調整し、個体群管理を系統的な試行錯誤（為して学ぶ）によって行う順応的管理を採用しています。時系列データの解析に用いられる状態空間モデルによる個体数推定を行ったところ、従来の個体数推定が過小評価であることが明らかになりました。そこで、最新のデータに基づくシカの推定生息数と将来予測をもとに年間 30,000 頭の捕獲目標を設定して、個体数管理政策を強化しました。その結果、2010 年以降に年間 30,000～45,000 頭のシカが捕獲され、全県レベルでは推定生息数および農業被害も減少傾向に転じました。

市町レベルでの個体数推定によっても、多くの市町で減少傾向や頭打ちが確認されたことにより、兵庫県のシカ管理施策について効果を検証することができました。しかし、増加している市町もあり、個体数動向に地域差が生じています。市町レベルのシカの個体数動向を的確に把握するためには、解像度の高い適切な個体数指標を収集する体制が必要となりますが、そのデータ収集の体制整備が求められています。

一方で、県境をまたいで分布するシカの広域管理の仕組みが必要なことなど、新たな課題が明らかになりました。実際に、兵庫県氷ノ山系に生息しているシカにGPS首輪を装着したところ鳥取県への季節移動が確認されています。

神戸市の国営公園で確認されたニホンジカは、人為的に放逐されたものと推測されていますが、神戸市や研究センターおよび関係諸機関との連携に基づく迅速な初動体制により、個体数の増加を食い止めることができましたが、今後増加すると想定されるアーバンワイルドライフの対応のヒントとなる事例だと思えます。

シカについては現状で、HEV 感染は極めて低い状況が明らかになりましたが、持続的な資源利用を行うためには、今後も定期的な疫学調査による HEV 感染状況のモニターが必要です。

以上のように、長期モニタリングと最新の研究成果によって、シカの管理施策を科学的に評価し、順応的管理を実施する基盤が整備されつつあります。

最後になりましたが、「兵庫県ワイルドライフモノグラフ」は、編集委員が毎年設定するテーマに沿って執筆される論文等をモノグラフとして編集しております。皆様の投稿をお待ちしておりますので、詳細などについては投稿規定を参照してください。

「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」

---

目次

1章	兵庫県におけるニホンジカ管理政策の概要	1
	井上 裕司・高木 俊	
2章	兵庫県におけるニホンジカの科学的モニタリングに基づく 順応的管理の評価と展望	14
	藤木 大介・高木 俊	
3章	兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の推定と地域別の動向	30
	高木 俊	
4章	兵庫県氷ノ山山系に生息するニホンジカの GPS 発信器による季節移動の解明	58
	森光 由樹・藤木 大介・斎田 栄里奈	
5章	兵庫県神戸市において確認されたニホンジカの生息状況と 捕獲対策の効果について	68
	横山 真弓・沼田 寛生	
6章	兵庫県に生息しているニホンジカの E型肝炎ウイルス感染状況(2007-2008年)	94
	森光 由樹	

## 第 1 章

# 兵庫県におけるニホンジカ管理政策の概要

井上 裕司<sup>1</sup>・高木 俊<sup>1\*,2</sup>

<sup>1</sup> 兵庫県森林動物研究センター

<sup>2</sup> 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

### 要 点

- ・ 兵庫県におけるニホンジカの保護管理政策について解説した。
- ・ 生息状況は、1970年代から2000年代にかけて拡大傾向を示し、県内に広く分布している。
- ・ 農林業被害は2010年度以降減少傾向にあるが、被害が増加傾向にある地域も見られた。
- ・ 捕獲状況は2010年度の大幅な捕獲強化により、年間30,000頭を超える高い水準を維持していた。
- ・ 特定鳥獣保護管理計画では、被害と生息状況の関係から目標設定を行い、目標達成のための具体的方策を年度別事業実施計画において設定した。

**Keywords:** 順応的管理、特定鳥獣保護管理計画、野生動物管理

### Management plan for sika deer in Hyogo Prefecture

Hiroshi Inoue<sup>1</sup> and Shun Takagi<sup>1\*,2</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

**Abstract:** This study reviewed the management plan for sika deer in Hyogo Prefecture, Japan. The distribution area expanded from the 1970s to the 2000s, and in recent years, observations of deer have been reported throughout the prefecture. Damage to agriculture and forestry has decreased since 2010 on a prefectural scale; however, the severity has increased in several cities. Hunting and culling increased rapidly starting in 2010 when an intensive population control program was implemented. A population management goal was set in the specified wildlife conservation and management plan, and the strategy for achieving this goal is updated annually.

**Keywords:** adaptive management, specified wildlife conservation and management plan, wildlife management

## 1-1. はじめに

ニホンジカ (*Cervus nippon*、以下シカ) はイノシシ (*Sus scrofa*) と並んで、兵庫県における野生動物による農林業被害の大部分を占めており (田口 2015)、その被害低減を目的として、特定鳥獣保護管理計画に基づく総合的な対策が行われている。本論文では、兵庫県におけるシカの生息、被害、捕獲に関する現状を紹介するとともに、兵庫県の管理政策について解説する。なお、本文中で説明する地域名については図 1-1 を参照。

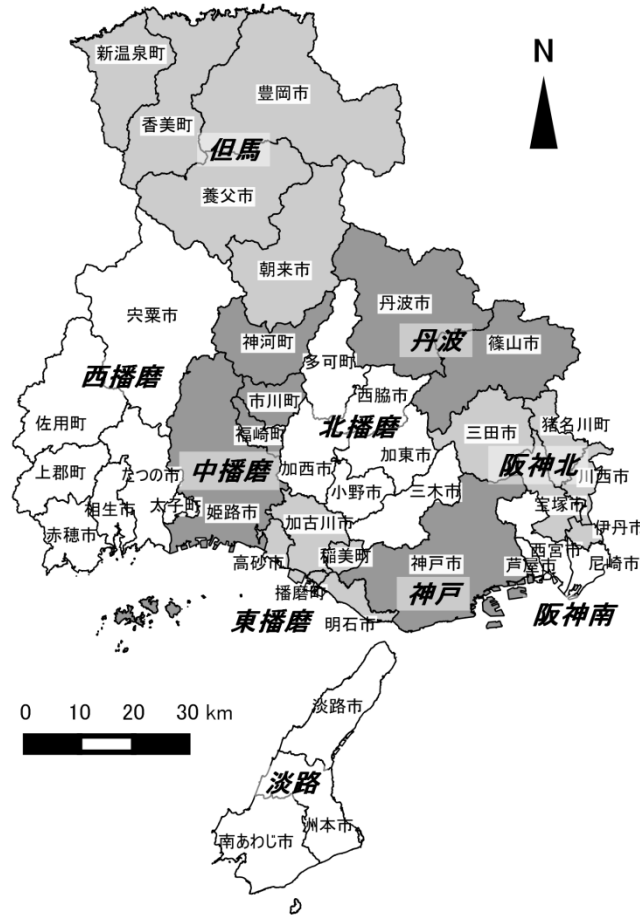


図 1-1. 兵庫県内の市町および地域区分 (県民局・県民センター単位)。

## 1-2. 生息状況

兵庫県におけるシカの地域個体群は、地理的に本州部と淡路島とに分けられる (図 1-2, 1-3)。本州部では、東播磨から阪神南にかけての瀬戸内海沿岸の都市部を除く広範な地域に生息しており、京都府・大阪府・岡山県・鳥取県とも連続して分布している。1970年代に面的な分布状況の調査が行われ、西播磨・中播磨北部から但馬南部にかけての地域および淡路南部の諭鶴羽山系には高密度で生息しているが、他の地域では低密度であり減少傾向が指摘されていた (朝日 1973; 図 1-2)。

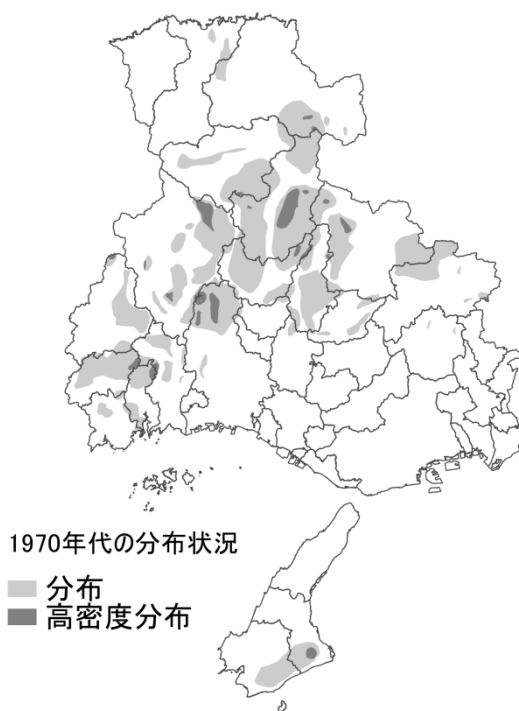


図 1-2. 1970 年代の分布状況。朝日（1973）をもとに作図。

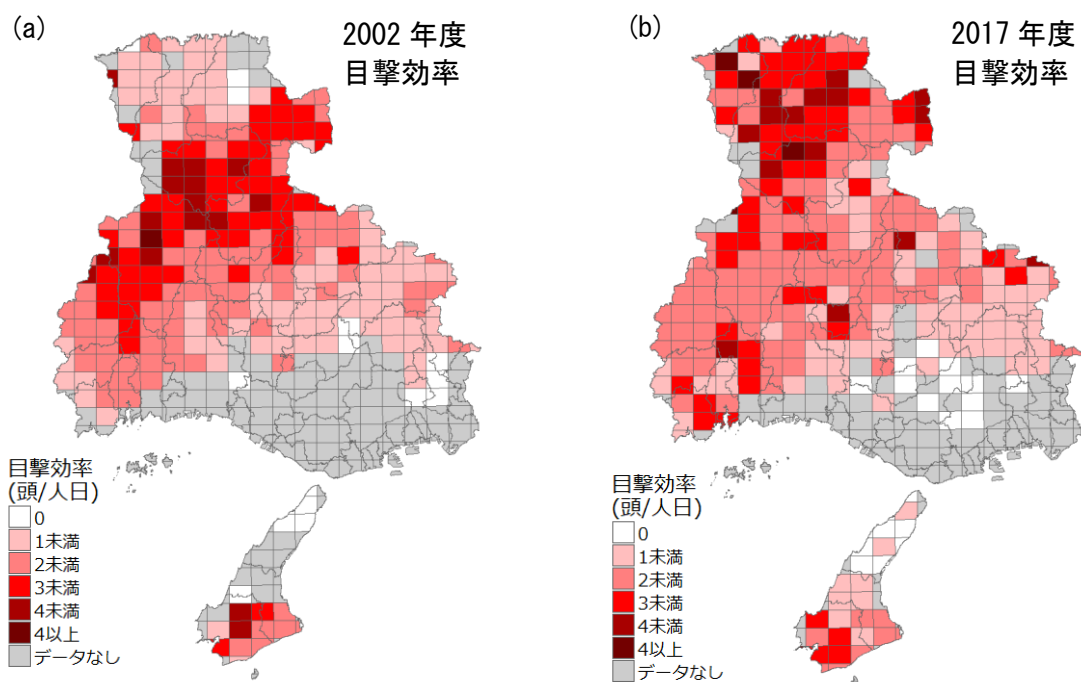


図 1-3. 出猟カレンダー調査 (栗山ほか 2018) に基づく 2002 年度 (a) および 2017 年度 (b) の目撃効率 (1 人日あたり目撃頭数)。密度が高いと目撃効率も高いと想定される。

2000年代に詳細な生息状況の把握が行われるようになると、1970年代の高密度地域を中心として、東播磨から阪神南および淡路北部を除いて広い地域に分布する状況が明らかになった(図1-3a)。最新の分布状況(2017年)ではかつての高密度地域よりも北部側に密度の高い地域が拡大している(図1-3b)ほか、新たに神戸市や淡路北部でも目撃情報がある。2002年以降の推定生息数の推移は、2010年度までは増加傾向を示し、その後の捕獲強化で減少に転じている(高木 2019)。推定生息数の動向については3章(高木 2019)を参照。

### 1-3. 被害状況

兵庫県におけるシカの農業被害としては水稲がもっとも多く、その他には豆類、野菜、雑穀などで農作物の被害が報告されている(坂田 2010)。農業集落を対象としたアンケート(栗山ほか 2018)では、分布のほぼ全域で被害が発生しており、特に但馬北部や阪神北部では被害が増加傾向にある(図1-4)。被害が「大きい」または「深刻」と答えた集落の割合は、シカの分布が報告された集落のうち約40%で推移している(山端ほか 2018)。

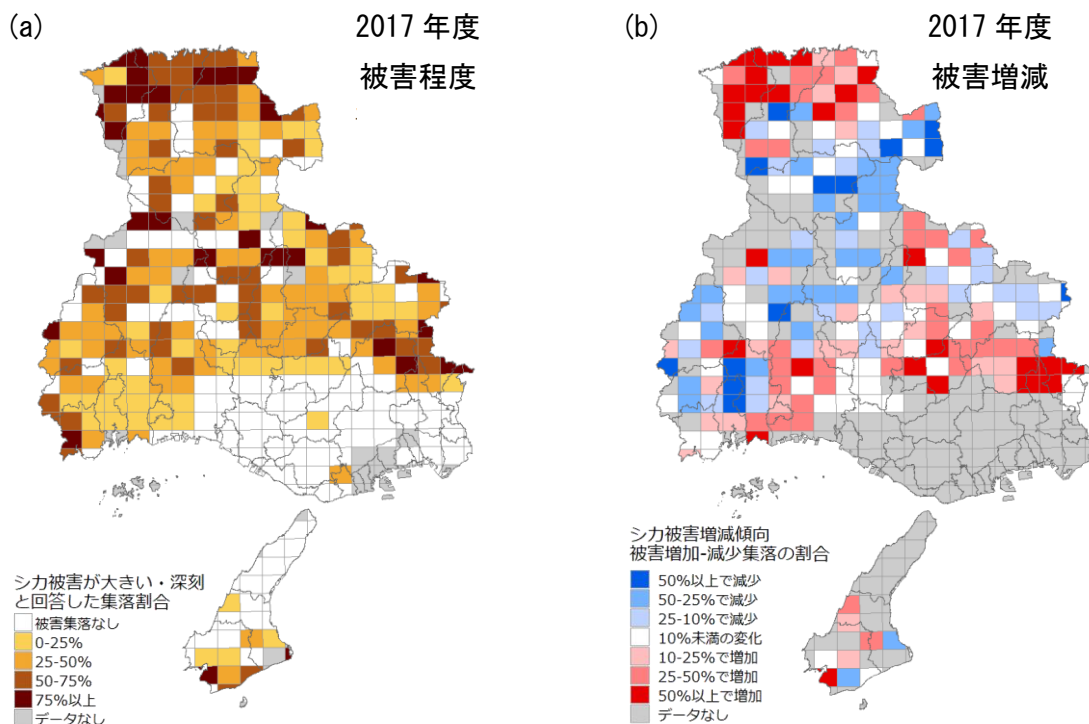


図1-4. 鳥獣害アンケート(栗山ほか 2018)に基づく2017年度の被害程度(a)および被害の増減(b)。被害程度は5倍地域メッシュ内の農業集落のうち、被害が「深刻」または「大きい」と回答した集落の割合。被害の増減については、被害が前年度に比べ「増加した」と回答した集落から「減少した」と回答した集落の差を回答集落数で割った値を図化している。



農林業被害額は、大幅な捕獲強化を開始した 2010 年をピーク（農業被害: 2.2 億円、林業被害: 2.5 億円）に減少傾向を示しており、2017 年度にはピーク時の半分以下（農業被害: 1.1 億円、林業被害: 0.7 億円）となっている（図 1-5）。農業被害は減少傾向にあるものの、依然として年間 1 億円を上回っており、農業者の営農意欲の減退や耕作放棄等が懸念されている。

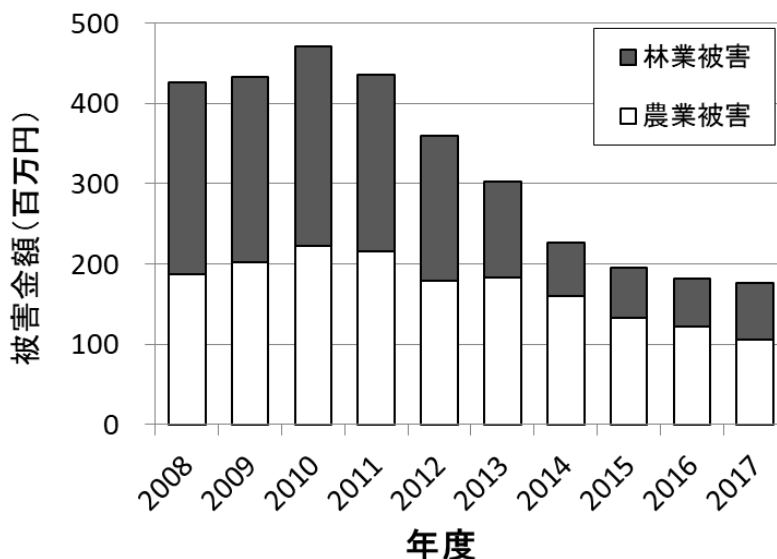


図 1-5. 兵庫県におけるシカによる農林業被害の推移。

農林業被害に加えて深刻な生態系被害も確認されている。落葉広葉樹林の下層植生は、高密度でシカが生息していると考えられている但馬中部から西播磨北部にかけての地域で衰退が深刻化している（藤木 2017a, b; Fujiki et al. 2010）。また下層植生の衰退は、それを利用する動物群集にまで間接的な影響をもたらしており、衰退度の高い地域においてウグイスの出現率の低下（Seki et al. 2014）やチョウ類の種数の低下（近藤 2017）が報告されている。

農業被害については、兵庫ワイルドライフモノグラフ 2 号（兵庫県森林動物研究センター 2010）および 10 号（兵庫県森林動物研究センター 2018）、森林生態系被害については、4 号（兵庫県森林動物研究センター 2012）および 9 号（兵庫県森林動物研究センター 2017）の各章に詳細が述べられている。

#### 1-4. 捕獲状況

生息数の増加と被害の拡大に伴い、シカの個体数管理を行ってきた（表 1-1）。1994 年度、全国に先駆けて本州部 40（現 15）市町でメスジカを狩猟獣とし、捕獲個体数に占めるメスジカの割合はそれまで 2 割未満であったが、4 割へと増加させた。2003 年度からは、2 月末までの狩猟期間の延長、1 人 1 日当たりの捕獲頭数制限緩和等を全国に先駆けて実施した。また、捕獲者への財政的支援として、2001 年度に有害鳥獣捕獲を支援する個体群管理事業を開

始したほか、2009年度の捕獲目標値 20,000 頭から 2010 年度における 30,000 頭への引き上げにともない、狩猟期間中のシカの捕獲について狩猟者に対して捕獲報償金を交付するなど、捕獲者に対してインセンティブの付与を講じた。その結果、捕獲数は 2009 年度の 20,106 頭（うち狩猟による捕獲は 11,359 頭）から 2010 年度には 36,774 頭（うち狩猟による捕獲は 19,950 頭）へと大幅に増加した（図 1-6）。2010 年度以降は年間 30,000 頭を超える捕獲を維持しており、2017 年度の捕獲頭数は 37,675 頭（うち狩猟による捕獲は 19,841 頭）となっている。

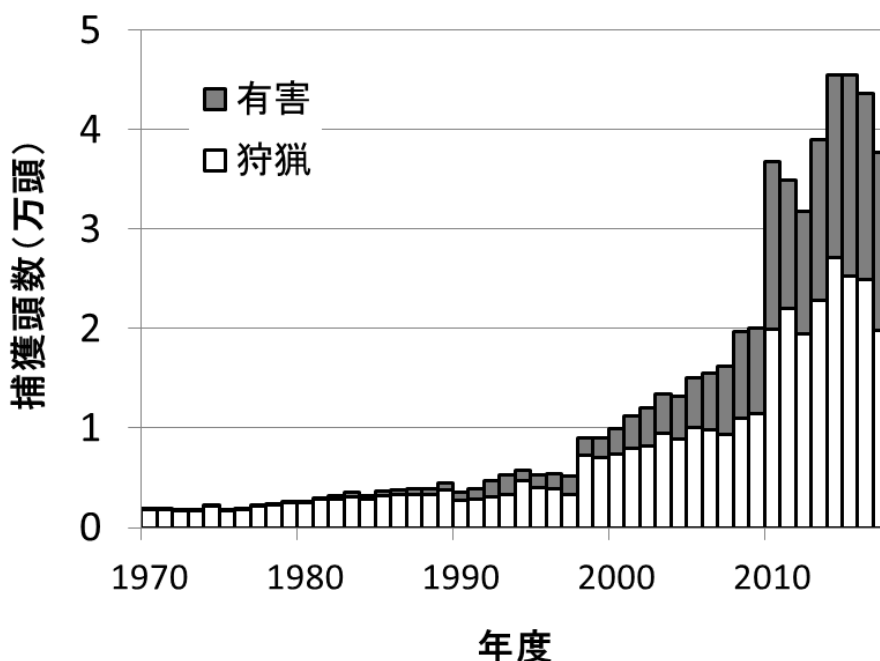


図 1-6. 兵庫県におけるシカ捕獲頭数の推移。有害捕獲は市町許可による有害鳥獣捕獲に加えて、県や国の事業による捕獲頭数を含む。

市町ごとの捕獲状況を見ると、但馬、西播磨、中播磨、北播磨北部・丹波・阪神北部・淡路南部で捕獲圧（森林 1 km<sup>2</sup> 当たりの捕獲頭数）の高い市町が見られ（図 1-7）、これらの市町は目撃効率の高い地域（但馬・西播磨・中播磨北部・北播磨北部・丹波北部・淡路南部；図 1-3b）や、被害が減少傾向にある地域（但馬南部・西播磨南部・丹波南部など；図 1-4b）と概ね一致する。被害が増加傾向にある但馬北西部（図 1-4b）では、周辺地域と比べ目撃効率は高いものの（図 1-3b）、捕獲圧は高くない（図 1-7）。市町ごとに狩猟捕獲と有害捕獲（その他の許可捕獲を含む）の比率は異なり、捕獲形態には地域差がある。

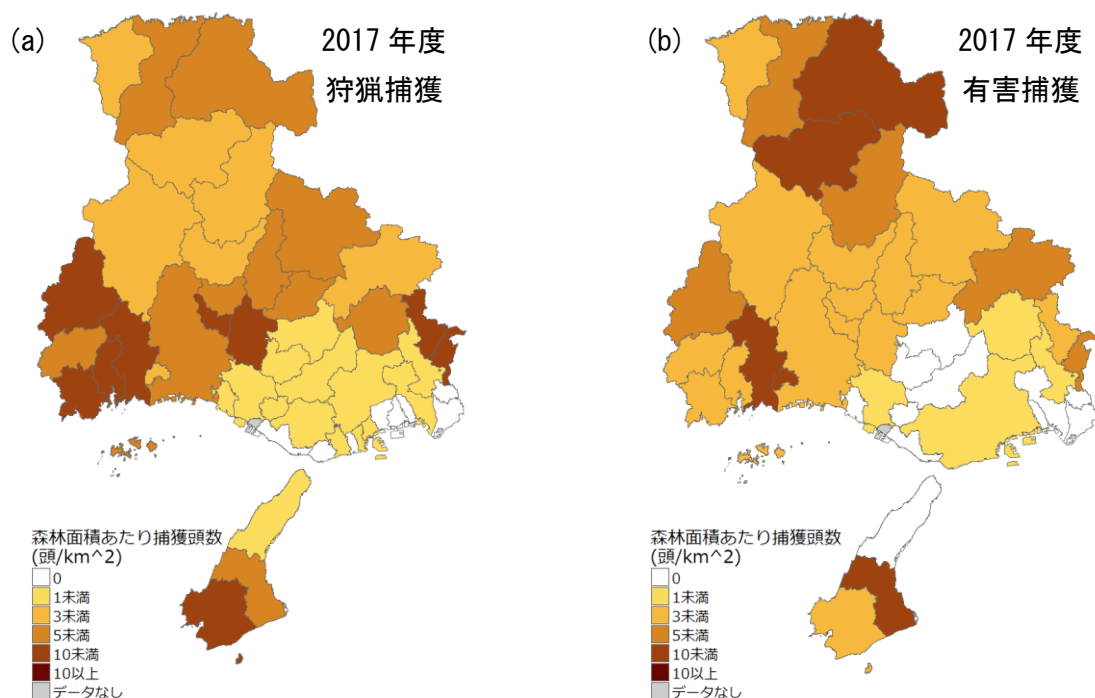


図 1-7. 市町ごとのシカ捕獲頭数 (森林 1 km<sup>2</sup>あたり)。2017 年度の狩猟 (a) および有害捕獲 (県や国の事業による捕獲も含む) (b) を示す。

## 1-5. 兵庫県のシカ管理の方針

### 管理の基本的な考え方

兵庫県では、シカの生息状況や被害状況を踏まえながら個体数管理や被害対策への取り組みを柔軟に検討する、順応的管理の考えを採用している (藤木・高木 2019)。具体的には、モニタリング調査結果に基づき被害や生息状況の現状を把握し、被害の軽減と個体群保全の両立を目指し、許容できる被害水準と対応する生息密度指標の目標値を設定し、目標達成に向けた個体数管理や被害防除の方針を定めている。

期間ごとの管理の目標および具体的な内容については、特定鳥獣保護管理計画に基づく「シカ保護管理計画」において示されてきた (表 1-1)。同計画は、1999 年に鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律の改正により特定鳥獣保護管理計画制度が設けられた以降、都道府県知事が定める任意計画として策定されている。2000 年に「第 1 期シカ保護管理計画」(兵庫県 2000) が策定されて以降、更新や変更を重ねながら継続されており、現在は、鳥獣の保護及び管理並びに狩猟の適正化に関する法律第 7 条の 2 に基づき都道府県知事が定めることができる第 2 種特定鳥獣管理計画として、2017 年 4 月に 2021 年度までを計画期間とした「第 2 期ニホンジカ管理計画」(兵庫県 2017) が策定されている (表 1-1)。また、同計画の下位計画として毎年策定する「年度別事業実施計画」では、目標達成に向けた市町別の年間捕獲目標と、この年間捕獲目標を達成するための施策等を取り決めている (兵庫県 2018)。

表 1-1. 兵庫県におけるシカ管理政策の概要（1994～2009 年度）。捕獲目標は年度における年間捕獲目標頭数を示し、網掛けで区切られた期間内は同じ捕獲目標頭数を設定。

年度	内容	捕獲実績 (頭)	捕獲目標 (頭)
1994	本州部 40 (現 15) 市町でメスジカ狩猟獣化	5,755	—
1998	狩猟期間延長 (12/1～1/31→11/15～2/15): 環境省	8,985	
2000	<b>第 1 期シカ保護管理計画策定</b> 本州部 63 (現 26) 市町でのメスジカ狩猟獣化	9,923	8,000
2001	個体群管理事業の開始	11,246	
2002	<b>第 2 期シカ保護管理計画策定</b> 県単独での防護柵設置への助成開始	12,035	12,000
2003	本州部 63 (現 26) 市町での 狩猟期間の延長 (11/15～2/15→11/15～2 末) 1 日当たりの捕獲制限緩和 (1 頭→2 頭) 本州部 63 (現 26) 市町と淡路地域 6 (現 3) 市町でのメ スジカ狩猟獣化	13,447	
2004		13,190	
2005		15,078	14,000
2006		15,575	
2007	<b>第 3 期シカ保護管理計画策定</b> 県下全域での 狩猟期間の延長 (11/15～2/15→11/15～2/末) メスジカ狩猟獣化	16,241	16,000
2008	メスジカ狩猟獣化: 環境省	19,744	
2009	<b>第 3 期シカ保護管理計画第 1 次変更</b> 本州部での 狩猟期間の延長 (11/15～2/末→11/15～3/15) 捕獲制限撤廃 (1 人 2 頭→無制限) 地域別捕獲目標の設定 淡路地域での 捕獲制限緩和 (1 人 1 頭→2 頭) 直径 12 cm 以上のくくりわな解禁 県下全域での わな猟捕獲促進、新型捕獲方式の開発・普及	20,106	20,000

表 1-1 (続き). 兵庫県におけるシカ管理政策の概要 (2010～2018 年度)。

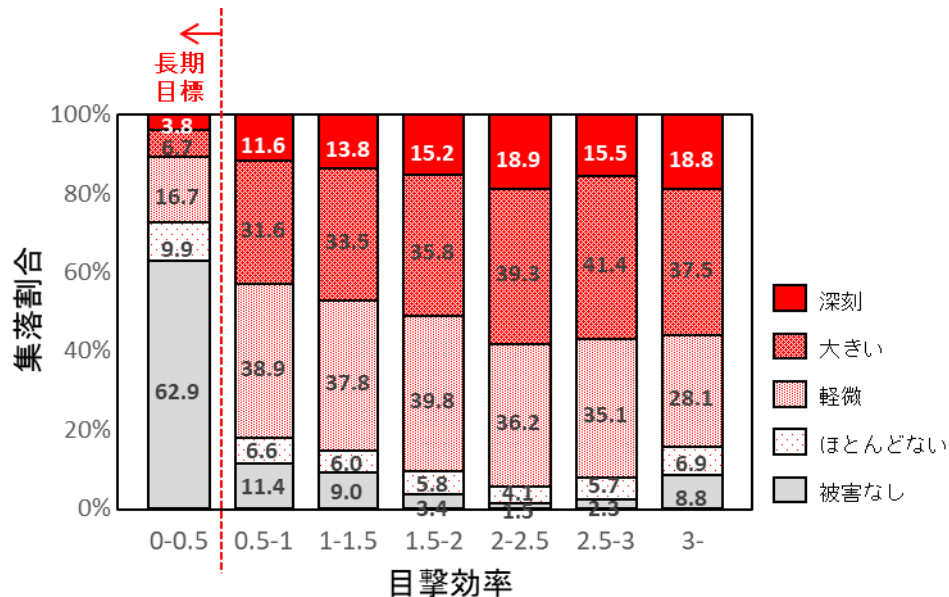
年度	内容	捕獲実績 (頭)	捕獲目標 (頭)
2010	<b>第 3 期シカ保護管理計画第 2 次変更</b> 本州部での地域別捕獲目標の増 淡路地域での 捕獲制限撤廃 (1 人 2 頭→無制限) 地域別捕獲目標の設定 県下全域での 狩猟報奨金制度創設 個体数調整事業の拡充 わな猟による捕獲促進 新型捕獲方式の開発・普及	36,774	30,000
2011		34,884	
2012	<b>第 4 期シカ保護管理計画策定</b>	31,835	
2013	ストップ・ザ・獣害事業の開始	38,992	35,000
2014		45,461	
2015	<b>シカ管理計画策定</b>	45,569	
2016	指定管理鳥獣 (シカ) 捕獲等事業開始	43,682	45,000
2017	<b>第 2 期ニホンジカ管理計画策定</b>	37,675	
2018		—	46,000

### 「第 2 期シカ管理計画」における管理の目標

地域個体群の健全な維持と被害の軽減、抑制の両立を目指し、2026 年度までの達成を目指す長期目標と、計画期間が終わる 2021 年度末までに達成を目指す目標 (以下、計画目標) の 2 段階で管理目標を定めている。

農業被害については、計画策定時の被害程度 (2015 年度鳥獣害アンケート: 被害が「深刻」な集落割合 9.6%、「大きい」集落割合 22.2%) から半減以下 (「深刻」な集落割合 4%以下、「大きい」集落割合 7%以下) にすることを長期目標とし、農業被害の拡大を防止することを計画目標としている。生態系被害については、計画策定時の被害程度 (2014 年度の下層植生衰退度調査: 衰退度 2 以上の森林割合 21.2%) を基準に、約 2 割の林分で下層植生を回復させることを長期目標に、約 97%の林分で植生の衰退進行を防止することを計画目標としている。これらの目標は、2021 年度までに目撃効率を 1.0 以下、2026 年度までに目撃効率を 0.5 以下に低減させることで達成できることが、被害と目撃効率の関係性の分析 (藤木・高木 2019) から予測されるため、1.0 および 0.5 をそれぞれ目撃効率の計画目標、長期目標と設定している (図 1-8)。

(a) 農業被害の目標設定



(b) 生態系被害の目標設定

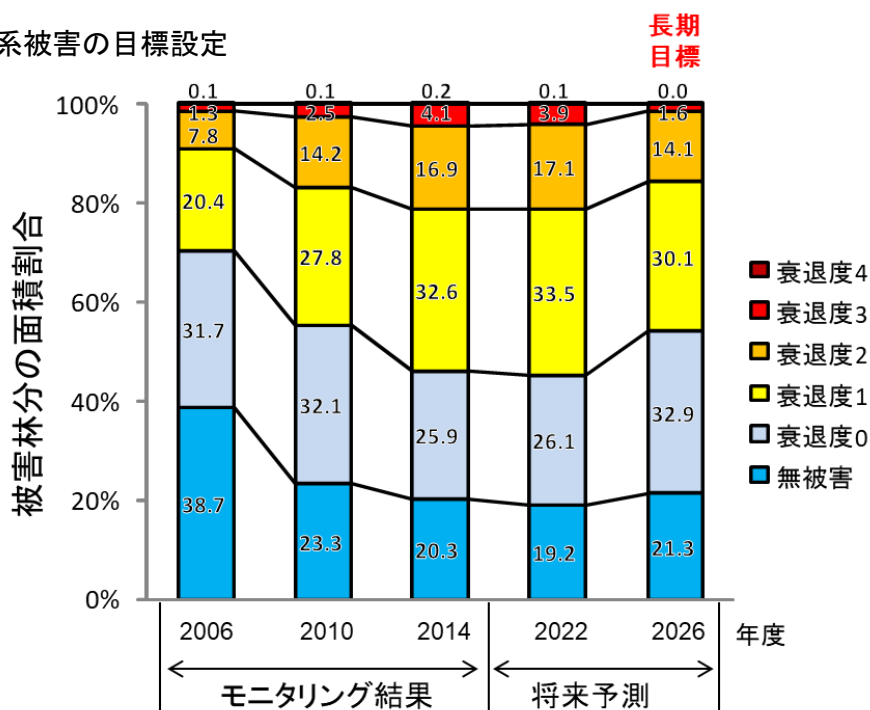


図 1-8. 第 2 期ニホンジカ管理計画における農業被害 (a) および生態系被害 (b) についての目標設定 (兵庫県 2017 をもとに作図) の考え方。農業被害は鳥獣害アンケート、生態系被害は下層植生衰退度調査に基づく。4 年に一度調査が行われる生態系被害の将来予測は、2022 年度までに目撃効率 1.0、2026 年度までに目撃効率 0.5 を達成した場合の予測結果を表す。

目標達成にむけて、個体数管理、被害防除、生息地管理を主要な方策として設定している。個体数管理については、年間捕獲目標を生息状況に応じて市町ごとに設定し、必要な狩猟規制の緩和や捕獲事業を実施することを定めている。2018年度の事業実施計画（兵庫県 2018）においては、2月15日までの猟期を1か月延長してシカとイノシシについては3月15日まで狩猟期間を延長する措置を継続している。同事業実施計画では、有害鳥獣捕獲活動の促進支援、集落ぐるみの捕獲活動の推進に加え、兵庫県が捕獲専門家チームを編成し、市町からの要請により捕獲を実施する取り組みを新たに盛り込み、全県の捕獲目標を年間46,000頭として個体数管理を図っている。被害防除については、防護柵が被害軽減に効果があることが示唆されている（山端ほか 2018）ことから、柵の設置・点検・改善を支援するための技術指導を進めることで、防除効果の向上を図る。防護柵は、西播磨、但馬、淡路地域を中心に、各種補助制度を活用して設置が進んでおり、2016年度までに累計で約8,262 kmが設置された（兵庫県 2018）。また、住民自らが積極的に参加する被害対策として、シカを引き寄せない集落づくりの普及指導を行い、集落ぐるみの獣害対策を推進するための「集落リーダー」の養成を図る。生息地管理としては、人と野生動物との棲み分けを目的としたバッファゾーン整備に加え、植生保護柵の設置による広葉樹林の保全・復元、スギ・ヒノキ等人工林の広葉樹林・針広混交林への誘導など、シカに限らず野生動物の生息環境に必要な森林整備を図っている。

## 1-6. まとめと展望

兵庫県がこれまで行ってきたシカの順応的管理によって、県全体の個体数や農林業被害額が減少傾向に転じた（藤木・高木 2019）。今後も管理目標を確実に達成し、被害の軽減と個体群保全の両立を実現するには、対策の継続が不可欠であることはもちろんのこと、対策の中で明らかになってきた新たな課題への対応も必要となる。たとえば、シカの生息状況や捕獲体制が市町により大きく異なる傾向にあることが、市町単位の分析結果から明らかになりつつある（藤木・高木 2019; 高木 2019）。この課題に対処するには、生息密度が高いものの市町の有害鳥獣捕獲だけでは個体数調整が不十分な地域では、県が主導して捕獲を実施する指定管理鳥獣捕獲等事業などによる「公助」や、集落一人ひとりの参画と協働により防護柵とあわせて集落ぐるみで加害個体を捕獲する「共助」の一層の充実が求められる。すでに指定管理鳥獣捕獲等事業については、2017年度より但馬地域の山間部におけるシカの捕獲事業が開始しており、集落ぐるみの捕獲活動に対する支援や技術指導は「ストップ・ザ・獣害事業」（詳細は兵庫ワイルドライフモノグラフ 7号（兵庫県森林動物研究センター 2015）を参照）として、2013年度から事業を継続している。県と地域が連携し、柔軟性を持って地域の実状に応じたきめ細かな対策を可能とすることが、課題の解決に重要となるだろう。

## 引用文献

- 朝日稔 (1973) 兵庫県の動物界の現状. (兵庫県自然保護協会 編) 兵庫県の自然の現状—自然保護対策の基本資料報告—, 75–87. 兵庫県生活部自然課, 神戸
- 藤木大介 (2017a) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響による下層植生衰退度の変動と捕獲の効果 (2010~2014年). 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 II」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 1–15
- 藤木大介 (2017b) 淡路島の広葉樹林におけるニホンジカによる植生の衰退について—2012年と2015年の状況—. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 II」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 17–28
- Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140–144
- 藤木大介, 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカの科学的モニタリングに基づく順応的管理の評価と展望. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 14–29
- 兵庫県 (2000) 第1期シカ保護管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2017) 第2期ニホンジカ管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2018) 第2期ニホンジカ管理計画 平成30年度事業実施計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県森林動物研究センター (2010) 農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 2, 兵庫県森林動物研究センター, 兵庫
- 兵庫県森林動物研究センター (2012) 兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4, 兵庫県森林動物研究センター, 兵庫
- 兵庫県森林動物研究センター (2015) シカ・イノシシの捕獲推進のための技術と体制. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 7, 兵庫県森林動物研究センター, 兵庫
- 兵庫県森林動物研究センター (2017) 兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 II. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9, 兵庫県森林動物研究センター, 兵庫
- 兵庫県森林動物研究センター (2018) 兵庫県の大・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10, 兵庫県森林動物研究センター, 兵庫
- 近藤伸一 (2017) 兵庫県におけるニホンジカによる自然植生衰退がチョウ類群集に及ぼした影響. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 II」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 63–89
- 栗山武夫, 山端直人, 高木俊 (2018) 兵庫県の野生動物の生息と被害の動向調査の概要. 「兵庫県の県大・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分



- 析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 1-8
- 坂田宏志 (2010) シカ・イノシシによる被害作物と被害発生時期. 「農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 29-35
- Seki SI, Fujiki D, Sato S (2014) Assessing changes in bird communities along gradients of undergrowth deterioration in deer-browsed hardwood forests of western Japan. *Forest Ecology and Management*, 320: 6-12
- 田口彰 (2015) 兵庫県のシカ・イノシシ被害対策の現状と最新の動向. 「シカ・イノシシの捕獲推進のための技術と体制」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 7: 1-6
- 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の推定と地域別の動向. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 30-57
- 山端直人, 栗山武夫, 高木俊 (2018) 鳥獣害アンケートから見たシカによる農業被害と対策の関係性. 「兵庫県の犬・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 46-55

## 第 2 章

# 兵庫県におけるニホンジカの科学的モニタリング に基づく順応的管理の評価と展望

藤木 大介<sup>1\*,2</sup>・高木 俊<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>兵庫県森林動物研究センター

<sup>2</sup>兵庫県立大学自然・環境科学研究所

### 要 点

- ・順応的管理の構築の視点から、兵庫県のニホンジカを対象とした特定鳥獣保護管理計画（シカ特定計画）の成果と課題、今後の方向性について議論した。
- ・2000年度（最初のシカ特定計画の策定）から2009年度までの期間中に、シカの生息密度・農業被害・森林生態系被害に関するモニタリング・データの収集体制が整備された。しかし、この期間を通して推定生息頭数は過小評価であり、計画の目的とするシカの生息頭数の低減には至らなかった。
- ・2010年度に、生息密度指標–被害データの分析に基づく目標設定手法が導入された。状態空間モデルを用いた個体数推定手法とその将来予測から、目標を達成するための捕獲計画が策定されるようになった。
- ・2010年度以降は、計画的に年間30,000頭以上の捕獲を継続した結果、県本州部におけるシカの推定生息頭数は2016年度以降、減少に転じた。一方で、個体数管理の進捗は市町間で大きな格差があるという新たな課題も浮き彫りとなった。
- ・今後は、市町レベル或いは集落レベルからの積み上げによるきめ細かい管理を進める一方、近隣府県と連携した広域管理体制の構築も検討する必要がある。

**Keywords:** 計画的捕獲、個体数推定、特定計画、目標設定

### Evaluation of adaptive management based on monitoring data analyses of local sika deer populations in Hyogo Prefecture, Japan

Daisuke Fujiki<sup>1\*,2</sup> and Shun Takagi<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

**Abstract:** This study discusses the deer management plan established by the Hyogo Prefectural government as a method of adaptive management. Monitoring data have

been collected since 2000, when the first management plan was established. However, from 2000 to 2009, no decreases in local deer populations were observed due to the underestimation of the initial population size. In 2010, a numerical target for population management was developed using the monitoring data collected since 2000. Moreover, a capture plan for achieving this target was devised based on population dynamics determined using fictive capture plans with a state-space model. Following this capture plan, more than 30,000 deer have been caught annually since 2000. As a result, an overall decrease in population size was observed in 2016. However, the success of the population management plan differed among municipalities within the prefecture. In the future, a management plan based on fine-scale data analysis at the municipal or community level is needed, along with a wide-scale management plan aimed at cooperation with adjacent prefectures.

Keywords: establishment of target, management plan, planned capture, population size estimation

## 2-1. はじめに

1999年の鳥獣保護法の改正で特定鳥獣保護管理計画（以下、特定計画）が創設された。特定計画とは、都道府県が自ら計画を立て、個体数管理、被害管理、生息地管理を通じて、科学的・計画的な野生動物管理を実施するしくみである。野生動物は、複雑な生態系の中で生きているため、その生息状況の把握や人為的な影響を予測することが困難である。このため特定計画では、順応的管理（Adaptive management）あるいはフィードバック管理と呼ばれる手法を採用している。この手法は、一般社会の経営管理で提唱されているPDCAサイクルのことである。すなわち、計画の策定（Plan）、計画の実行（Do）、計画の評価・見直し（Check）、計画の修正（Action）、そしてさらなる実行（Do）へとつなげる循環のシステムである。このような順応的管理を支えるものは、計画の策定時、あるいは計画の評価・見直し時の基盤情報となる科学的データのモニタリング体制である。野生動物の生息頭数、生息環境、被害状況など計画策定とその評価・見直しに当たっての必要な科学的データを収集するモニタリング体制をいかに適切に構築できるかは、順応的管理の“質”を左右する大きな問題といえる。日本の科学的・計画的な野生動物管理は、特定計画の創設以来、各地でその方法論に関して試行錯誤的取り組みが続いてきた。兵庫県でも2000年度にニホンジカ（以下、シカ）を対象にした初めての特定計画を策定して以来（図2-1）、個体数・生息環境・被害に関するモニタリング体制の整備に努める共に、そこで収集されたデータの分析結果に基づいて順応的管理を進めてきた。そこで本稿では、兵庫県のシカの特定計画（以下、シカ特定計画）における科学的モニタリングに基づく順応的管理の取組みについて概観する。兵庫県のシカ特定計画における順応的管理の取組みは、概観すると以下の4つに分けることができる：1）必要なモ

ニタリング体制の構築を進めた期間（2000年度～2009年度）、2）兵庫県独自の目標設定手法への転換期（2009年度～2010年度）、3）目標設定に基づいた個体数管理を進めた期間（2010年度～2017年度）、4）2010年度以降の管理の評価を踏まえた新たな展開の期間（2017年度以降）。そこで本稿では、それぞれの期間の総括を通して、主に順応的管理の構築の視点から、兵庫県のシカ特定計画の成果と積み残された課題を論述するとともに、今後の方向性についても議論した。

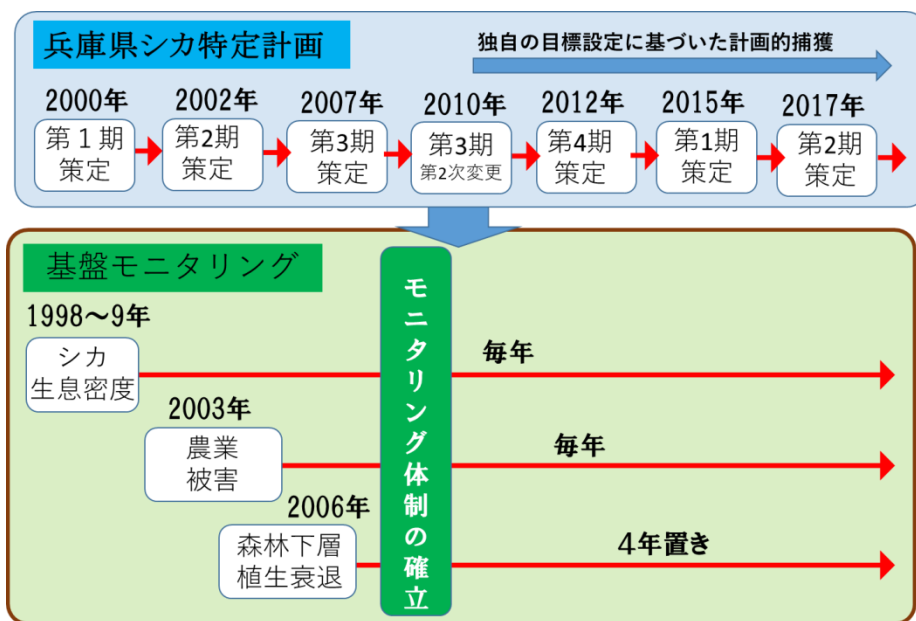


図 2-1. 兵庫県におけるシカ特定計画の変遷の概要。2014 年度までは特定鳥獣保護管理計画として、2015 年度以降は第 2 種特定鳥獣管理計画として策定。

## 2-2. 科学的モニタリング体制の構築期（2000 年度～2009 年度）

兵庫県ではシカの管理のための基盤となるモニタリング調査として、1）生息密度の把握に関する調査、2）農業被害の把握に関する調査、3）森林下層植生の衰退に関する調査の 3 つを実施している。これらの調査のうち、最初に収集体制が確立したのは 1）に関するモニタリングである。兵庫県のシカ特定計画では、生息密度指標として当初から現在に至るまで「目撃効率」と「糞塊密度」という 2 つの指標を主に用いている。これらのモニタリング調査はシカ特定計画の策定に先立って（1998 年度～1999 年度）導入された（図 2-1）。目撃効率とは、狩猟者から報告されるシカの見撃情報に基づいて算出される密度指標データである（藤木ほか 2007；栗山ほか 2018a）。本データを収集するために兵庫県では、毎年度、狩猟登録をした狩猟者へ猟期前に出猟カレンダーという調査票を配布し、データの収集を依頼している。調査票には、出猟日毎に出猟場所（約 5 km × 4 km の 5 倍地域メッシュ単位）、目撃したシカの頭数を記入する項目がある。猟期終了後、県は調査票を回収し、メッシュ単位で出猟日当たりのシカの平均目撃頭数（目撃効率）を算出することで、メッシュ単位でのシカの相

対密度を把握するための指標としている。一方、糞塊密度は、5 倍地域メッシュ内の森林の尾根上に 5~6 km の踏査線を設定し、毎年 10~11 月に調査員が、踏査線左右 1 m 内のシカの糞塊数をカウントする調査である（濱崎ほか 2007）。踏査距離という努力量当たりのシカの糞塊の発見数を当該メッシュにおけるシカの密度指標とするものである。この調査は導入されて以来、現在に至るまで毎年 60 メッシュ以上で継続的な調査が実施されている。

農業被害の把握に関する調査は 2003 年度に導入された。県内約 4200 の農業集落を対象に、農地・集落周辺における野生動物の生息・分布、農林業・生活被害の状況と、それに関する集落での対策について毎年アンケート（以下、鳥獣害アンケート）を実施する体制を整備した。アンケート導入初期は調査協力が得られない市町があったことから回答率が 40%程度に留まっていたが（坂田 2010）、年を追うごとに調査協力が得られる集落数が増加し、2009 年度には回答率が 68%まで上昇し、2014 年度以降は回答率が 80%以上、約 3400~3500 集落からコンスタントに回答が得られるようになっている（栗山ほか 2018b）。

森林下層植生の衰退に関する調査は 2006 年度に導入された。当時、シカの食害による落葉広葉樹林の下層植生衰退は局所的には報告されていたものの（藤木ほか 2006; 尾崎 2006）、そのような衰退がどの程度の空間的広がりをもつものかは全く把握できていなかった。この理由としては、この当時、空間的な衰退の広がりを把握する調査手法が確立していなかったことが挙げられる。そこでチェックシート方式による簡易植生調査を採用することで、比較的低労力・予算で広域かつ多地点で調査が可能となる手法を導入した（藤木 2012a; 藤木ほか 2014a）。得られた調査データを基に方法論的な検討を進めた結果、1）低木層の被度を用いた指標（下層植生衰退度、または SDR）によって、シカの採食による下層植生の衰退程度が評価できること（Kishimoto et al. 2010）、2）森林生態系の全体的な衰退も評価できること（Fujiki et al. 2010; 近藤 2017; Seki et al. 2014）、3）地理情報システム上で空間内挿処理を施すことにより、県域スケールで被害の面的な広がりも高精度で推定できることが明らかとなった（藤木 2012b）。その後、4 年間隔で調査を繰り返すことにより、被害の経年変化も定量評価できることが確認できたことから（藤木 2012b）、シカによる落葉広葉樹林の下層植生衰退の広域モニタリング手法としての有用性を示すことができた。その後、本手法は近隣府県においても相次いで導入されることになり、2019 年 1 月現在、11 府県で県域スケールでの被害マップが作成されている（藤木ほか 2014b; 福本ほか 2018; 幸田ほか 2014; 角田ほか 2017）。

2000 年度に初めてのシカ特定計画（兵庫県 2000）を策定して以降、計画は 2002 年度（第 2 期; 兵庫県 2002）と 2007 年度（第 3 期; 兵庫県 2007）の 2 回にわたって改訂された（図 2-1）。この期間における県内のシカ生息頭数は、2 通りの手法によって推定されている。第 2 期までは、糞塊密度と区画法の関係に基づいて生息頭数が推定された。第 3 期計画では、Harvest-based estimation という手法が採用された。Harvest-based estimation は、簡単にいうと、シカの捕獲数と密度指標の変動の関係を分析することで生息頭数を推定するモデルである（Matsuda et al. 2002）。これらの手法を用いて県本州部の個体数を推定した結果、前

者が 31,178 頭（1999 年時点の値、95%信頼区間を含めると 2,172～60,061 頭）となり（野生動物保護管理事務所 2000）、後者が 42,000～69,000 頭（2005 年時点の値）となった（兵庫県 2007）。この期間、これらの推定生息頭数と増加率に基づいて、自然に増加する頭数以上となるような捕獲目標頭数が設定され、計画的捕獲が進められた。その結果、シカの捕獲頭数は 2000 年度の約 10,000 頭から 2009 年度の約 20,000 頭まで概ね計画通りに増加した（図 2-2）。一方、生息密度指標をみると、目撃効率の平均値は僅かに減少傾向を示したものの、糞塊密度の平均値は増加傾向を示す結果となり、目標に掲げたようなシカの個体数の低減が認められなかった。現在から振り返ると、第 1～3 期までの期間の推定生息頭数は過小評価だったと評価せざるを得ない（高木 2019）。

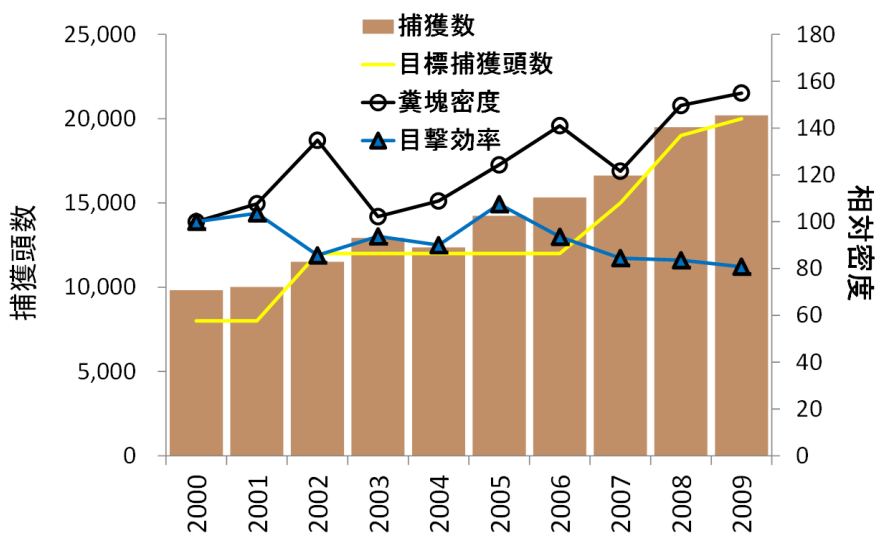


図 2-2. 兵庫県本州部におけるシカ捕獲頭数と生息密度指標の動向（2000 年度～2009 年度）。糞塊密度と目撃効率は、2000 年度の値を 100 とした場合の、相対値の変動を表す。

推定生息頭数が過小評価になった理由としては、以下の点が考えられる。まず第 2 期までのシカ特定計画で採用されていた推定手法は、収集した糞塊密度データを生息密度に換算するに当たって、区画法から得られた生息密度と糞塊密度の関係式に基づいて算出していた。しかし、区画法調査では一定の割合で個体の見落としがあることを考えると、実際の生息密度より過小評価になってしまう傾向があることが考慮されていなかったものと考えられる。第 3 期で採用された Harvest-based estimation に基づいた手法は、個体数の動態プロセスを数式化したうえで、密度指標と捕獲頭数の時系列的な変動データに基づいて、個体数を推定するものである。この手法は時系列的な生息頭数の変化を算出できるという点で前述の手法より方法論的に優れていた。しかし、生息頭数の算出に当たっての重要なパラメータとなる自然増加率については、兵庫県における実測データがなかったために、妊娠率調査からの推定や他地域のデータを参考に設定していた。その結果、自然増加率の仮定次第で推定値が変化することとなった。また、目撃効率と糞塊密度の時系列的な動向が異なっていたため、採

用する密度指標次第で推定される生息頭数やその動向が異なるという問題も生じた（横山・坂田 2007）。さらに目撃効率と糞塊密度ともに、観測期間中の積雪や気温の影響によって特有のバイアスがかかる傾向があるが（濱崎ほか 2007）、これらのバイアスを適切に処理することもできなかった。これらの要因が重なりあった結果、第 3 期に採用された手法においても推定生息頭数は過小評価になった。

第 1～3 期までの期間を通して、個体数管理で目標とすべき生息頭数は 15,000 頭に設定されていた。この数値は、「ニホンジカ特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル」（環境省 2000）で示された森林被害が出ないとされるシカの生息密度水準（ $< 3\text{--}5$  頭/ $\text{km}^2$ ）に準拠して決定された。しかし、環境省が示したこの数値は他県の限定された地域における調査データから導き出された暫定的な数値に過ぎないことから、そこで設定された生息密度水準を兵庫県に適用することの妥当性に関する科学的根拠は乏しかった。このため兵庫県内での生息密度と被害の関係を把握できるようなモニタリング体制を整備することが、第 1～3 期のシカ特定計画における一貫した課題となった。これらの問題意識から、前述したように、鳥獣害アンケートと森林下層植生衰退調査という 2 つの基盤モニタリング調査がこの期間、整備されたが、これらの調査データを生息密度指標と関連づけて、目標とすべき生息密度水準を決定できるような段階まで計画を発展させることができなかった。この理由としては、これら 2 つのモニタリング調査が軌道にのったのが、この期間の終期になってからだったことが挙げられる。また、2007 年度に森林動物研究センターが設置されるまでは、シカ特定計画にかかる調査分析から策定にかかる役割を集約した研究拠点が存在しなかった点も挙げられる。

### 2-3. 兵庫県独自の目標設定手法への転換（2010 年）

2007 年度に兵庫県の野生動物管理のための拠点施設である森林動物研究センター（以下、センター）が開設された。これ以降、センターが特定計画の策定に必要なモニタリング・データの収集から分析に至る工程を一元的に管理する体制が確立した。センター設立後、シカ特定計画において、まず着手したのは「目撃効率」と「農業被害」及び「森林下層植生衰退」の関係の分析である。分析の結果、目撃効率が高まるにつれ、シカによる農業被害と下層植生の衰退の双方が深刻化する傾向があることが明らかとなった（図 2-3）。森林下層植生衰退調査の分析から、被害ランクが衰退度 2 以上になると強度の土壌侵食の発生確率が急激に高まることが示された（藤木ほか 2014a）。また、シカの影響による森林生態系の改変の許容できない水準について検討した結果、「土壌侵食が発生するレベルの被害は許容できない」という結論となった。さらに目撃効率と下層植生衰退度及び農業被害の関係の分析から、目撃効率が 1.0 未満の地域では衰退度 2 以上の林分が存在しないのみならず、農業被害がほとんど発生していない集落が 6 割近くに達することが明らかとなった（図 2-3）。以上の分析結果を踏まえて、2010 年 10 月に改訂されたシカ特定計画（第 3 期・第 2 次変更；兵庫県 2010）では、県本州部の個体数の管理目標値が、15,000 頭から目撃効率 1.0 未満に変更された。

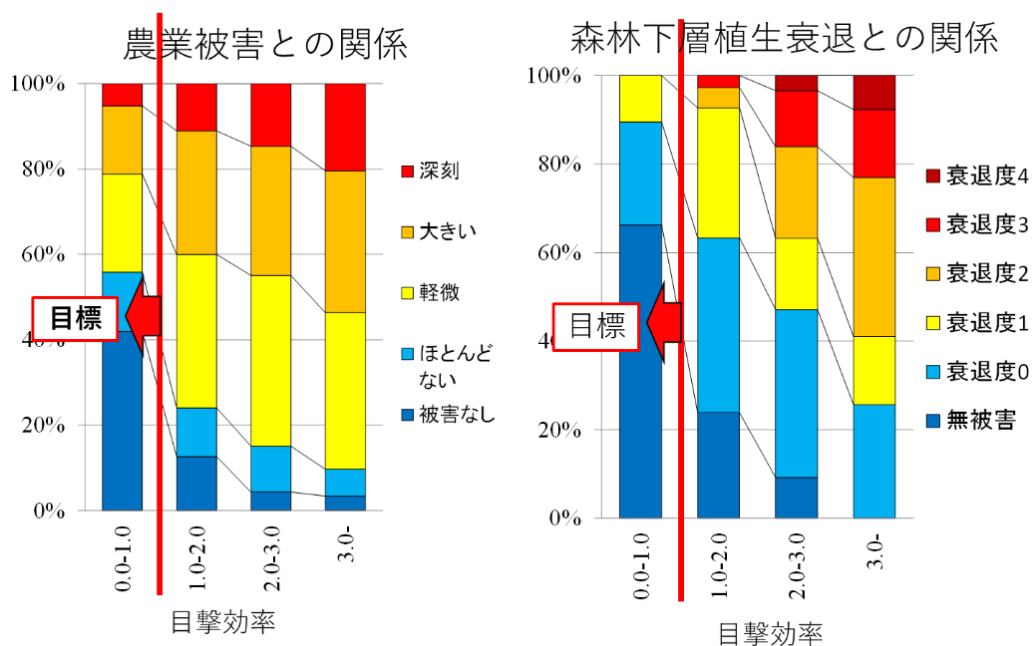


図 2-3. 目撃効率と農業被害および下層植生衰退度の関係。

続いて検討されたのは、目撃効率 1.0 を達成するための個体数管理の計画である。2009 年度まで採用されていた個体数推定手法では、推定生息頭数が常に過小評価となっており、計画通りに捕獲を進めていっても、シカの個体数の低減を達成することができなかった（横山・坂田 2007）。そこで、2000 年代の終わりに個体数推定手法の一つとして用いられるようになった状態空間モデルを用いた階層ベイズ推定法（以下、状態空間モデル）を採用することとなった（松本ほか 2014; 坂田ほか 2012）。この手法は、Harvest-based estimation の枠組みをもつものの、第 3 期計画で採用されていた手法の欠陥のいくつかを補う手法である。例えば、捕獲頭数や密度指標などの観測可能なデータを用いて、自然増加率のような、観測データの背景にある観測できない個体群動態のパラメータを推定することが可能である。また、目撃効率と糞塊密度のように挙動が異なる複数の密度指標を一つのモデルの中で扱うことが可能になることから、一つの密度指標を使う場合よりもサンプル数を増やすことができるうえ、個々の密度指標がもつバイアスの影響を緩和することも可能になる。新たに採用した状態空間モデルを用いて 2009 年時のシカの生息頭数と年間自然増加頭数を推定した結果、中央値でそれぞれ約 144,000 頭と約 22,000 頭と推定された（兵庫県 2010）。また、3 通りの捕獲シナリオ（今後、継続的に 20,000 頭捕獲、30,000 頭捕獲、40,000 頭捕獲）に基づいて生息頭数の将来予測を実施した結果、現状の 20,000 頭捕獲では増加する可能性の方が高いこと、目撃効率 1.0 未満までシカの生息頭数を減少させるためには少なくとも継続的に 30,000 頭以上の捕獲を実施していく必要であることが示された（図 2-4）。



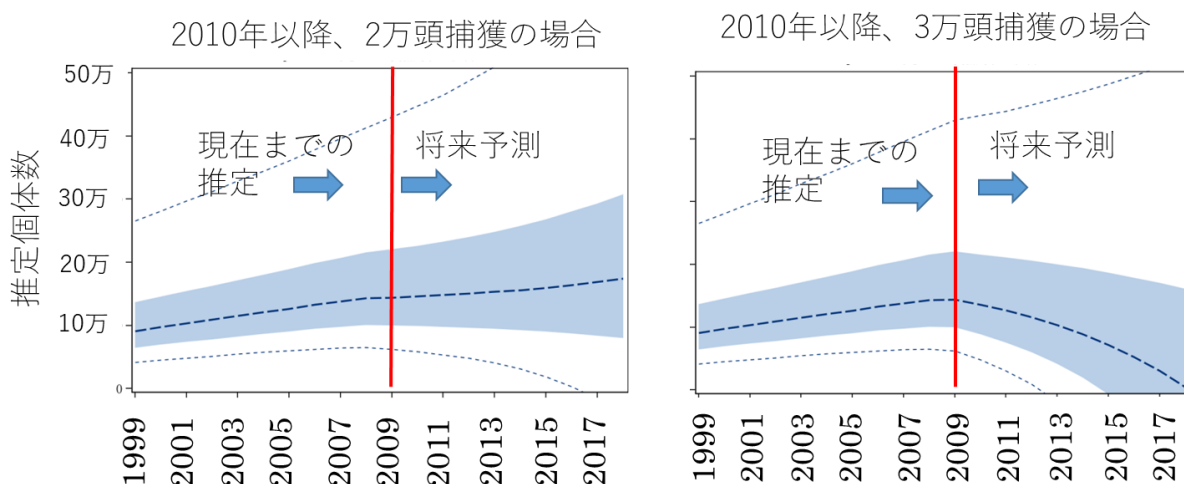


図 2-4. 兵庫県本州部におけるシカの個体数推定と将来予測。中央の太い破線は中央値、網掛け部と細い破線はそれぞれ 50%と 90%の信用区間を表す。藤木ほか (2014a) からの転載加工。

## 2-4. 目標設定後の個体数管理の成果と課題 (2010~2017 年度)

捕獲シナリオ毎の生息頭数の将来予測結果に基づいて、2010 年 10 月に改訂されたシカ特定計画 (第 3 期・第 2 次変更) では、兵庫県本州部のシカの年間捕獲目標頭数を、前年度までの 20,000 頭から 30,000 頭へと 1.5 倍に引き上げた (兵庫県 2010)。さらに、引き上げられた年間捕獲目標頭数を達成するための方策として、狩猟期間中の報奨金制度の新設や、有害鳥獣捕獲報奨金単価の引き上げ、シカ捕獲専任班の編成などの施策が進められた。この結果、2010 年度は兵庫県本州部で約 35,000 頭、2011 年度は約 33,000 頭のシカを捕獲することができ、年間捕獲目標頭数を達成することができた。2012 年度には最新のデータを追加して個体数推定を実施した結果、年間捕獲目標頭数のさらなる引き上げが必要であることが判明し、2013 年度は年間捕獲目標頭数を 33,500 頭まで引き上げた (兵庫県 2013)。さらに 2016 年度からは年間捕獲目標頭数を 43,500 頭まで引き上げて現在までに至っている (兵庫県 2016)。2010 年度以降、県本州部におけるシカの年間捕獲頭数は 2017 年度を除いて、年間捕獲目標頭数を達成することができ、2015 年度には捕獲頭数が過去最多の 45,569 頭に達した (図 2-5)。

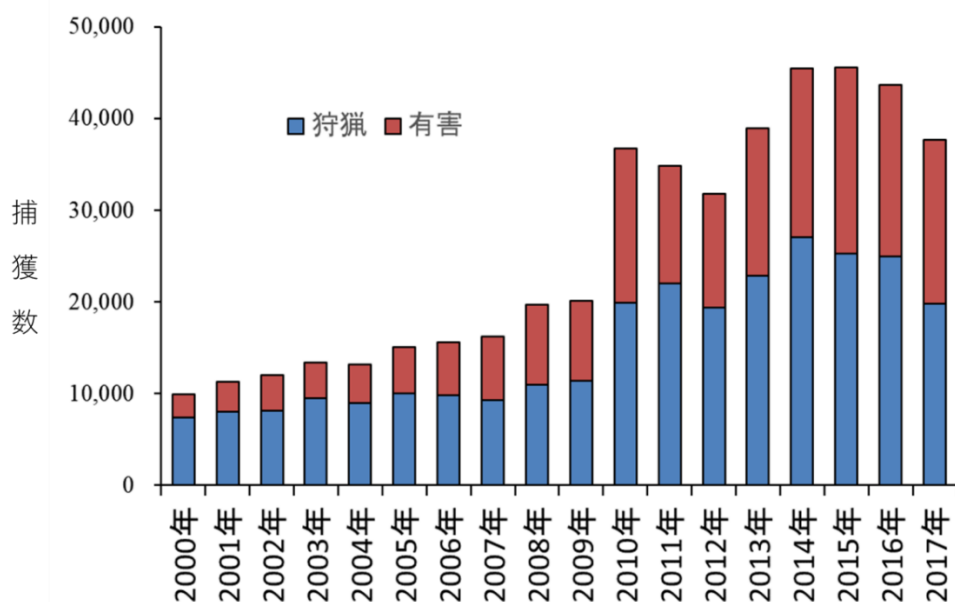


図 2-5. 兵庫県本州部におけるシカの捕獲数の推移。

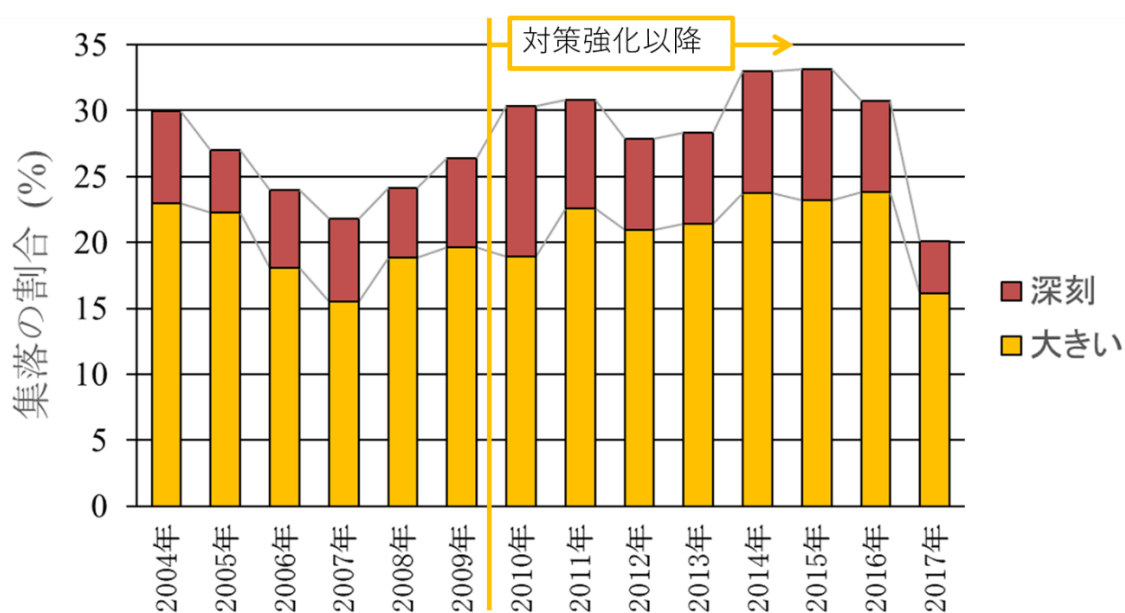


図 2-6. 鳥獣害アンケートにおいて農業被害が深刻または大きいと回答した集落割合の兵庫県本州部における推移。

このように状態空間モデルに基づいた個体数推定と捕獲シナリオ毎の将来予測結果に基づいて計画的に捕獲を進めていた結果、最新（2017年度まで）の個体数推定結果では、県本州部のシカの生息頭数は、2010年度～2014年度にかけて頭打ちに達し、2015年度から減少へと転じたものと推定されている（高木 2019）。さらに鳥獣害アンケートに基づいて、農業被害が深刻または大きいと回答した集落割合の年次変動をみると、2007年度以降、増加傾

向だった割合が、2014～2015年度にピークに達し、2016年度から減少傾向へと転じていることが見て取れる（図 2-6）。農林業被害額を見ても2010年から2017年度の間に半減したことが報告されている（井上・高木 2019）。森林の下層植生衰退の進行に着目すると、2006年度～2010年度の期間は県本州部の約4割の落葉広葉樹林で衰退度が増加していたのに対し、2010年度～2014年度の期間では約2割、2014年度～2018年度の期間には約1割と衰退度の増加面積は減少している（藤木 2012b, 2017）。以上のように、生息頭数、農業被害、森林下層植生衰退の動向から、2010年度以降の目標設定に基づいた計画的捕獲には、生息頭数の低減と被害の軽減に一定の効果があつたものと評価できる。しかし、状態空間モデルの導入時（2009年時点）の将来予測結果では、30,000頭以上の捕獲を継続すれば、7年後には50%以上の確立で目撃効率1.0まで生息密度が低減されると予測された（兵庫県 2010）のに関わらず、実際が目撃効率の減少は鈍く、県本州部平均でピーク時（2010年）の2.13から1.50（2017年）へと減少したに過ぎない。

2010年度以降の計画的捕獲が、当初期待されたほどの効果が出なかった理由については、この期間の捕獲の評価を市町レベルで実施することで、理解できる。兵庫県では2010年度以降、シカ特定計画の中で策定される年度別実施計画において市町毎の最低年間捕獲目標頭数（以下、目標頭数）を提示していた。この市町毎の目標頭数は、県本州部全体の目標頭数を、各市町の日撃効率と森林面積の違いに応じて重みづけしたうえで、各市町に割り振ったものである（兵庫県 2013, 2016）。2010年度～2017年度の期間における累積目標頭数に対する実際の捕獲達成率（以下、達成率）を市町間で比較してみた結果、市町間で4%～295%と極めて大きな相違があることが判明した（図 2-7a）。達成率が75%未満の市町は、県本州部の北西部と南東部に集中して存在しており、いずれも近年になって分布拡大し（栗山ほか 2018b）、シカの生息密度が高まっている地域（高木 2019）であった。次に、2010年度～2017年度における農業被害が深刻または大きい集落割合の増減傾向を市町別にみると、達成率が75%を超える市町の大半で、上記集落の割合が減少傾向を示したのに対し、75%未満の市町の多くでは増加傾向を示した（図 2-7b, 2-8）。さらに各市町の達成率（2010～2013年度）と下層植生衰退度の平均ランク変化（2010～2014年度）の関係を見てみても、達成率が100%を大幅に下回る市町を中心に、植生の衰退が進行していることが示された（藤木 2017）。市町別にシカの生息頭数を推定した結果でも、概ね達成率に応じて、1）生息頭数の明確な減少傾向を示す市町、2）生息頭数が頭打ちを示す市町、3）生息頭数が増加傾向を示す市町の3タイプに分かれることが示された（高木 2019）。以上のことから、2010年度以降の計画的捕獲は、その達成程度において市町間で大きな格差が存在しており、その結果として1）生息頭数や被害の動向においても大きな市町格差が生じていること、2）計画通りに捕獲が進まない市町が存在するため、県本州部全体としても当初期待されたほどの捕獲効果が出なかったことが明らかとなった。

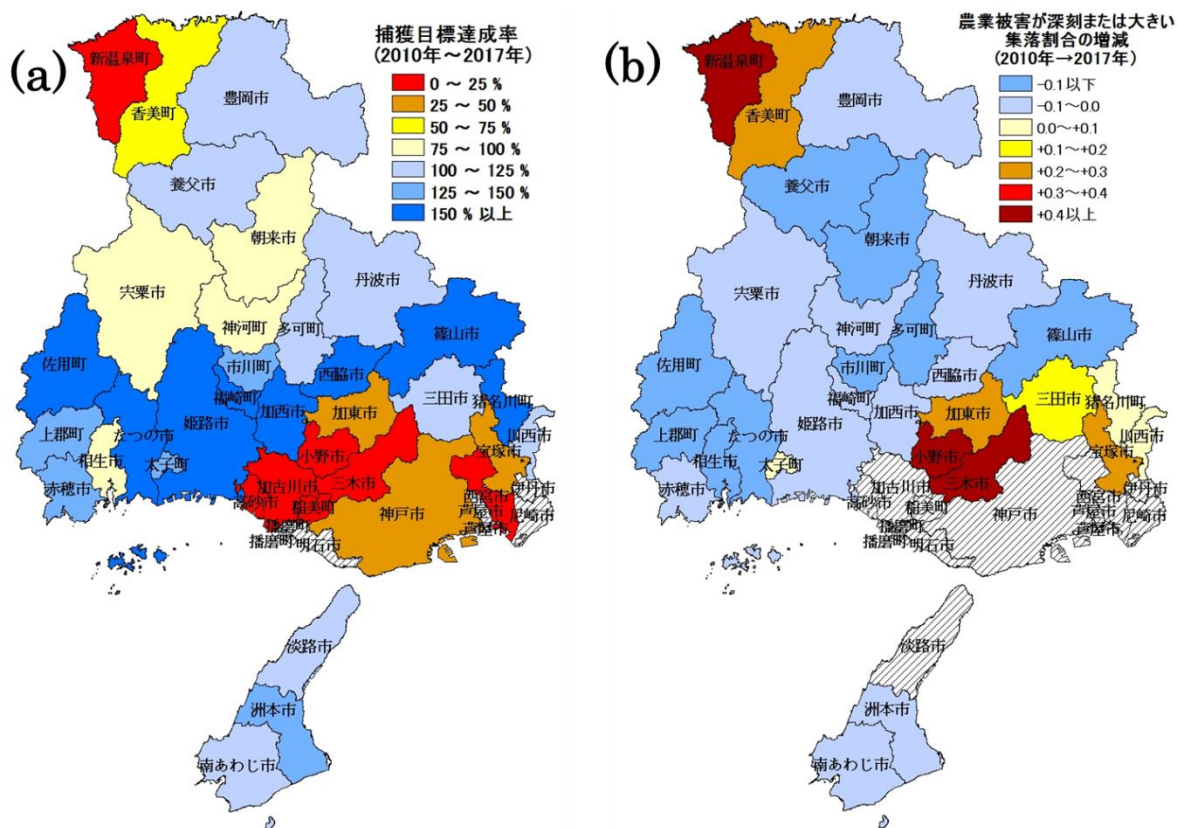


図 2-7. 各市町における 2010 年度～2017 年度の期間の (a) 捕獲目標達成率と (b) 農業被害が深刻または大きい集落割合の市町別増減。

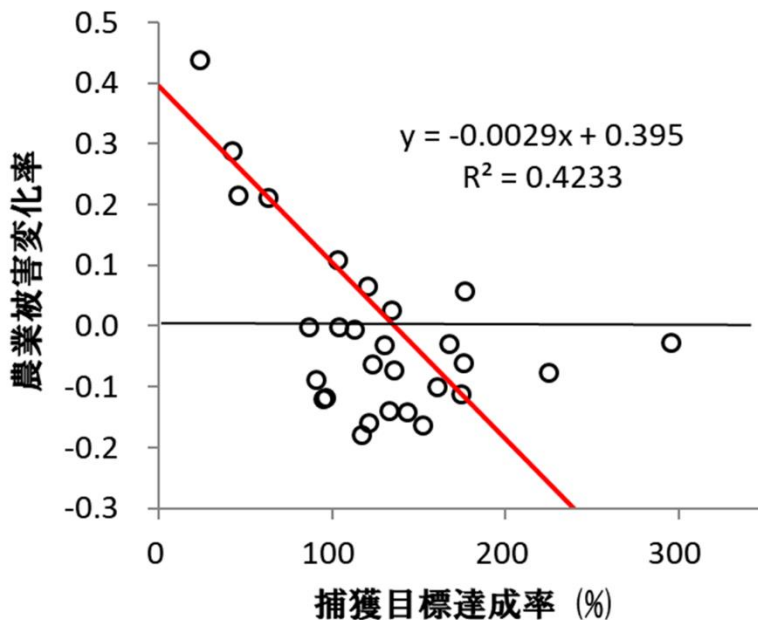


図 2-8. 2010 年度～2017 年度の期間における市町単位での捕獲目標達成率と農業被害変化率の関係。

## 2-5. 2017年以降の成果と今後の展望

2010年度以降のシカ特定計画の取組みを評価した結果、市町レベルや集落レベルでの目標設定とその効果検証、さらには課題の抽出と解決に向けての努力へと、ローカル・スケールからの積み上げを伴うきめ細かい管理が、全県的な管理目標を達成するために、不可欠であることが明らかとなった。今後のシカ特定計画の取組みは、このような方向性を進めることが重要となるだろう。

基盤モニタリングを中心に長期的なデータの蓄積の結果、ここ数年の間に、市町レベルや集落レベルのきめ細かな分析も進みつつある。個体数推定に関しては、前述したように市町レベルでのシカの生息頭数とその動向の推定の試みがなされてきている（高木 2019）。しかし現状では、市町間で使用できるデータ量にばらつきがあることから、その推定精度は市町間で大きな差がある。近年になってシカが分布拡大し、著しく増加している市町の正確な生息頭数の動向把握が特に重要であるが、密度指標の一つである糞塊密度調査は、1990年代後半の県内におけるシカの密度分布に基づいてモニタリング調査設計がなされているため、その当時シカが分布していなかった市町におけるデータの収集体制が手薄となっている。もうひとつの重要な密度指標である目撃効率は、県下から広くデータが収集されているが、銃猟禁止区域が大きく広がる県南東部についてはデータが不足している。今後、管理のために費やされる予算や人材が削減される中、単純にモニタリング調査を拡充することが困難であることを考えると、市町レベルでのより実用的な予測を進めて行くためには様々な創意工夫が求められるだろう。

農業被害に関しては、鳥獣害アンケートに基づく農業被害程度と目撃効率の関係性に基づいて、個体数管理の目標設定がなされてきた（図 2-3）。しかし、集落周辺の森林率を考慮して、これらの関係を再分析した結果、生息密度が同程度でも森林率が高いほど被害が高くなることが明らかとなった（高木ほか 2018）。また、目撃効率よりも、集落周辺で設置されることの多い箱わなでの捕獲効率の方が、農業被害程度との関係性が深かった。以上の分析結果からは、被害対策を効果的に進めるためには、周囲の森林率が中程度（1 km バッファで 30–60%）の場合は捕獲を、森林率が 60%以上の場合は捕獲以外にも防護柵などの対策を選択した方が望ましいことが結論付けられた。シカによる農業被害の発生は、単純にシカの生息密度だけで決定されるものではなく、集落周辺の景観構造や防護柵の設置・管理状況、捕獲の実施・協力体制など複数の要因によって決定されるものである。したがって、今後はこれら生息密度以外の要因も加味し、集落レベルでの被害リスクを評価したうえで、個々の集落の実情に応じた被害対策を進めるとともに、それに対応した個体数管理の目標を設定していく必要がある。

森林下層植生の衰退に関しては、2016年度までは、シカの目撃効率と下層植生衰退度との相関に基づいて、下層植生衰退防止のための目標とすべき生息密度水準（土壌侵食が発生しない目撃効率 1.0）が定められてきた（藤木ほか 2014a; 岸本ほか 2012）。しかし、現実の

下層植生は、単純にシカの生息密度に依存して変化するものではない。将来の下層植生の量は、シカの採食量と現在の下層植生の成長量の差分によって決定されることから、現在の下層植生の量は、将来の下層植生の量の重要な決定要素となる。2006年度以降、目撃効率と下層植生衰退度の時系列変化のデータを県本州部全域で蓄積した結果、シカの生息密度と下層植生の過去の履歴の両方を考慮した下層植生変化の予測モデルを構築することが可能になった（高木ほか 未発表）。その結果、1）従来目標値である目撃効率 1.0 を達成するだけでは下層植生の衰退の進行を止めることしかできないこと、2）下層植生の回復を促すには目撃効率を 0.5 程度まで低下させる必要があること、3）本格的な下層植生の回復を導くには目撃効率 0.5 未満の状態にシカ密度を長期的に維持する必要があることが予測された（図 2-9）。

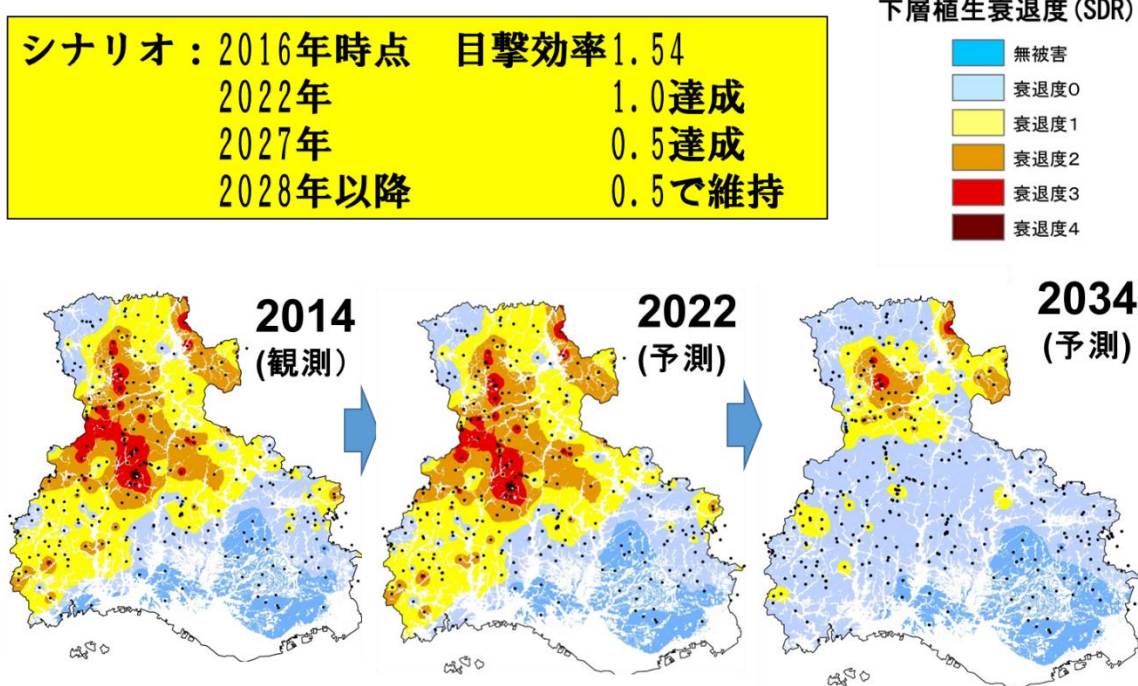


図 2-9. シナリオ分析に基づく下層植生衰退度の将来予測。2022 年度に県本州部平均で目撃効率を 1.0 まで減少、2027 年度には目撃効率を 0.5 まで減少させる。その後は目撃効率 0.5 の状態を維持した場合の変化を表す（高木ほか 未発表）。

この結果に基づいて、2017 年度に改訂されたシカ特定計画では、森林下層植生の回復を目指すためにシカの長期的な管理目標値を目撃効率 0.5 とすることが決定された（兵庫県 2017）。しかし現状では、モニタリング・データから下層植生が回復傾向の地域が明瞭に検出されていないことから、観測誤差の影響が大きい不確実性を伴うモデルとなっている。さらなるデータの蓄積を進めることで、より信頼性の高い予測モデルに改善していくことが求められる。しかし、これまで全く示すことができなかった下層植生を回復させるためのシカの管理目標値を暫定的ではあるものの、国内において初めて示すことができたことは順応的管理の観点からは大きな進展であったと評価できる。

捕獲情報のモニタリング体制も転換期を迎えている。兵庫県ではシカの捕獲頭数に占める狩猟捕獲の割合が高く 2002 年度までは 70%を超える割合を占めていたのが、徐々に有害鳥獣捕獲の割合が増加し、2017 年度には 53%と、狩猟による捕獲と有害鳥獣捕獲の割合は同程度となっている（図 2-5）。目撃効率や捕獲効率などの指標は、狩猟期の出猟カレンダー調査をもとに集計されているが、地域によっては捕獲の大半を占めることもある有害鳥獣捕獲に関しては、市町別の捕獲頭数が集計されている程度である。現在は、有害鳥獣捕獲情報についても狩猟と同様にメッシュ・集落・座標単位で情報を収集するシステムが構築されているが、捕獲形態が変化していく中で、有害鳥獣捕獲期の密度指標や捕獲位置情報を効率的に収集・蓄積し続ける運用体制が必要である。こうした捕獲事業に伴うデータの収集には市町と県の連携が不可欠であり、協力体制の維持には、県が収集したデータの分析結果を市町の被害防止計画に反映させやすい形で還元することが求められる。

最後に、シカの地域個体群は、通常、県境をまたいで複数の都府県に分布しているものであり、兵庫県においても同様である。したがって、個体数管理は一つの県で完結するものではなく、同一の地域個体群を有する都府県が足並みを揃え実施することで、より効果的な取り組みとなりうる。現在、ツキノワグマに関しては兵庫県は近隣 4 府県（鳥取・岡山・京都・大阪）と広域協議会を結成して、地域個体群全体を包括した広域モニタリングと管理計画の実施体制の構築が進みつつある。また、関東山地では国の機関と構成 5 都県（埼玉・群馬・長野・山梨・東京）で、シカを対象にした広域協議会を結成して、広域管理指針を策定し、国・各都県間の役割分担を明確にしたうえで管理を進めている（奥村・羽澄 2013）。兵庫県では、これまで捕獲の進みにくい県境域の一部地域を対象に、隣接府県（京都府と鳥取県）と合同捕獲を進めてきた。しかし、より効果的な取り組みに発展させていくためには、地域個体群全体を対象に統一的な手法で個体数推定が可能な体制を構築し、その分析に基づいてエリア毎の個体数管理計画を策定し、構成府県がそれぞれの役割分担の下に計画的な捕獲や被害対策を実施していくことが望ましいであろう。

## 引用文献

- 藤木大介（2012a）ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価マニュアル。「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 2-16
- 藤木大介（2012b）兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の衰退状況—2006 年から 2010 年にかけての変化。「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 17-31
- 藤木大介（2017）兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカの影響による下層植生衰退度の変動と捕獲の効果（2010 年～2014 年）。「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 II」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 1-16

- 藤木大介, 鈴木牧, 後藤成子, 横山真弓, 坂田宏志 (2006) ニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食下にある旧薪炭林の樹木群集の構造について. 保全生態学研究, 11: 21–34
- 藤木大介, 鮫島弘光, 坂田宏志 (2007) 兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館 自然環境モノグラフ 3号, 兵庫県立人と自然の博物館, 三田
- Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research*, 15: 140–144
- 藤木大介, 岸本康誉, 内田圭, 坂田宏志 (2014a) 兵庫県における森林生態系保全を目的としたニホンジカ対策: 広域モニタリング・データに基づいた状況把握と管理目標値の設定 (ニホンジカシリーズ). 水利科学, 57: 26–50
- 藤木大介, 酒田真澄美, 芝原淳, 境米造, 井上巖夫 (2014b) 関西 4 府県を対象としたニホンジカの影響による落葉広葉樹林の衰退状況の推定. 日本緑化工学会誌, 39: 374–380
- 福本浩士, 鬼頭敦史, 山端直人 (2018) 三重県の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生衰退の広域的評価. 森林防疫, 726: 3–10
- 濱崎伸一郎, 岸本真弓, 坂田宏志 (2007) ニホンジカの個体数管理にむけた密度指標 (区画法, 糞塊密度および目撃効率) の評価. 哺乳類科学, 47: 65–71
- 兵庫県 (2000) シカ保護管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2002) 第 2 期シカ保護管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2007) 第 3 期シカ保護管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2010) 第 3 期シカ保護管理計画 (第 2 次変更) 平成 22 年度事業実施計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2013) 第 4 期シカ管理計画 平成 25 年度事業実施計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2016) シカ管理計画 平成 28 年度事業実施計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2017) 第 2 期ニホンジカ管理計画. 兵庫県, 神戸
- 井上裕司, 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ管理政策の概要. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 1–13
- 環境省 (2000) ニホンジカ特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル. 環境省, 東京
- Kishimoto Y, Fujiki D, Sakata H (2010) Management approach using simple indices of deer density and status of understory vegetation for conserving deciduous hardwood forests on a regional scale. *Journal of forest research*, 15: 265–273
- 岸本康誉, 藤木大介, 坂田宏志 (2012) 森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによるニホンジカの密度管理手法の提案. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4: 92–104
- 幸田良介, 虎谷卓也, 辻野智之 (2014) ニホンジカによる森林下層植生衰退度の広域分布状況. 大阪府立環境農林水産総合研究所研究報告, 1: 15–19



- 近藤伸一 (2017) 兵庫県におけるニホンジカによる自然植生衰退がチョウ類群集に及ぼした影響. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術Ⅱ」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9: 63–89
- 栗山武夫, 山端直人, 高木俊 (2018a) 兵庫県の野生動物の生息と被害の動向調査の概要. 「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 9–31
- 栗山武夫, 山端直人, 高木俊 (2018b). 兵庫県の野生動物の生息と被害の動向 (2006～2016年度). 「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 1–8
- Matsuda H, Uno H, Tamada K, Kaji K, Saitoh T, Hirakawa H, Kurumada T, Fujimoto T (2002) Harvest-based estimation of population size for sika deer on Hokkaido Island, Japan. *Wildlife Society Bulletin* 30: 1160–1171
- 松本崇, 岸本康誉, 太田海香, 坂田宏志 (2014) ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測 (兵庫県本州部 2012 年). 兵庫ワイルドライフレポート, 2: 12–36
- 奥村忠誠, 羽澄俊裕 (2013) 関東山地におけるニホンジカの広域保護管理. *哺乳類科学*, 53: 155–157
- 尾崎真也 (2006) 兵庫県大河内町砥峰の天然林におけるニホンジカが及ぼす植生被害の実態. *森林応用研究*, 15: 41–46
- 坂田宏志 (2010) 農業被害の状況把握と農業集落アンケート. 「農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 2: 1–4
- 坂田宏志, 岸本康誉, 関香菜子 (2012) ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測 (兵庫県本州部 2011 年). 兵庫ワイルドライフレポート, 1: 1–16
- Seki SI, Fujiki, D, Sato S (2014) Assessing changes in bird communities along gradients of undergrowth deterioration in deer-browsed hardwood forests of western Japan. *Forest ecology and management*, 320: 6–12
- 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の推定と地域別の動向. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 30–57
- 高木俊, 栗山武夫, 山端直人 (2018) 景観構造を考慮したシカ・イノシシの農業被害と密度指標の関係分析. 「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 32–45
- 角田裕志, 和田敏, 安藤正規 (2017) 岐阜県におけるニホンジカによる落葉広葉樹林の下層植生衰退状況の把握. *野生生物と社会*, 4: 39–46
- ㈱野生動物保護管理事務所 (2000) 平成 11 年度兵庫県野生鹿生息動態調査業務報告書, ㈱野生動物保護管理事務所, 町田
- 横山真弓, 坂田宏志 (2007) 兵庫県におけるシカ保護管理計画の現状と今後の展望. *哺乳類科学*, 47: 73–79

## 第 3 章

# 兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の 推定と地域別の動向

高木 俊<sup>1\*,2</sup>

<sup>1</sup> 兵庫県森林動物研究センター

<sup>2</sup> 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

### 要 点

- 兵庫県における市町ごとのニホンジカ個体数を、市町ごとの有害捕獲数、狩猟捕獲数および密度指標として糞塊密度、努力量あたり目撃頭数 (SPUE)、わな設置努力量あたり捕獲頭数 (CPUE) のデータを用いた状態空間モデルより推定した。
- 市町ごとの推定生息個体数は、捕獲強化以前はいずれも増加傾向にあり、捕獲強化以降は、減少傾向や頭打ちになった市町が多い一方で、単調増加傾向にある市町も見られた。
- 兵庫県全体の生息個体数は、年代ごとに増加傾向から、頭打ち、減少と捕獲圧の強化に応じた変化を示した。
- 密度指標のうち、SPUE が生息密度との関係性が強く見られ、糞塊密度については市町ごとの観測過程のばらつきの考慮が必要であった。

**Keywords:** 空間的異質性、状態空間モデル、Harvest-based estimation、密度指標

## Estimations of regional trends in sika deer population dynamics in Hyogo Prefecture, Japan

Shun Takagi<sup>1\*,2</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

**Abstract:** Sika deer population dynamics in Hyogo Prefecture, Japan, were estimated using a state-space model that integrated population dynamics and observations. To estimate regional trends in population dynamics, we built a database for city-level monitoring data that included the number of culled and hunted deer, fecal pellet density, sightings per unit effort (SPUE), and catches per unit effort. An increase in population density occurred in most cities prior to the implementation of intensive population control. As a result, various population trends have since been observed; decreases, leveling-off,

and continual increases. At the prefectural level, population dynamics responded to the population management practice, with a change in trend from increasing to decreasing numbers. SPUE was the most reliable index of population density at the city level, while fecal pellet density was less reliable.

Keywords: density index, harvest-based estimation, spatial heterogeneity, state-space model

### 3-1. はじめに

兵庫県ではニホンジカ (*Cervus nippon* 以下、シカ) 個体数および被害の増加を防止する目的で、第2種特定鳥獣管理計画 (以下、特定計画) を策定している (兵庫県 2017)。特定計画では、シカ個体群の順応的管理が求められており、個体数が増加傾向にあるシカ個体群の管理においては、生息密度調査に基づく生息動向の評価と目標捕獲頭数の設定が必要とされている (環境省 2015a)。兵庫県ではこれまで出猟カレンダー調査や糞塊密度調査に基づき生息動向の把握を行い、そこから得られる生息密度の増減を反映する指標 (以下、密度指標) と捕獲頭数の実績から個体群動態の推定と将来予測を行ってきた (松本ほか 2014a, b)。松本ほか (2014a, b) では本州部と淡路島の2個体群を対象に動態を推定しているが、分布の拡大や2010年以降に捕獲頭数の大幅な増加が生じたことによって、同一個体群と扱っている中でも、地域ごとに動態の空間的な異質性が生じていることが想定される。地域、特に捕獲や対策の管理単位となる市町の現状に応じた生息状況の把握と効果的な対策の立案には、動態の不均一性を扱うことのできる空間解像度の高い新たな個体数推定モデルの構築が必要である。

新たな個体数推定モデルの構築を行う前に、従来採用していたモデルの問題点を整理する。個体数の推定は、捕獲データと密度指標の時系列変化の関係性から個体数を推定する Harvest-based estimation の考え方を採用した、状態空間モデルによって行っている (Matsuda et al. 2002; Yamamura et al. 2008)。飯島 (2017) は、シカの個体数推定において状態空間モデルを採用することは、真の個体数動態をモデル内で明示的に扱うことができる、複数の種類のデータを同一のモデルに取り込むことができる、観測誤差と真の動態の不確実性を分離できる、という3点を利点としてあげている一方で、データの持つ情報量によっては個体数や増加率の推定が困難なケースが生じる点を指摘している。この点において、過去の推定モデル (松本ほか 2014a, b) では、データの持つ情報量の不足から、内的自然増加率や環境収容力のパラメータに既存の文献情報 (伊藤 1986; Kaji et al. 2004; 環境省生物多様性センター 2011) に基づく事前情報や、過去の個体数推定値に基づく事前情報を設定している点で、得られた増加率や個体数の推定値の解釈には注意が必要といえる。これらの情報量の不足は、時系列データの追加、個体群別から市町別へのデータの解像度の向上、適切な密度指標の観測モデルの設定によって対応可能なものと考えられる。

そこで本研究では、兵庫県におけるシカの地域別動向の把握を目的として、市町単位での捕獲データと密度指標を整理し、個体群動態推定モデルの開発を行った。密度指標としては、特定計画で生息状況のモニタリング指標として定めている、糞塊密度および目撃効率（銃猟1人日あたりの目撃頭数；以下、SPUE）に加えて、わな猟における捕獲効率（くくりわなおよび箱わな100わな日あたりの捕獲頭数；以下、くくりわなCPUE・箱わなCPUE）の4種類の指標について、観測モデルに組み込み、密度指標としての有効性について検討した。

## 3-2. 方法

### 対象とする期間と地域

対象期間は2002年度から2017年度の16年間、対象地域は兵庫県内41市町とした。松本ほか(2014a, b)では1月から12月までで1年を区切っていたが、市町ごとの捕獲データが年度単位で整備されていることから4月から翌年3月までの年度単位での動態を仮定した。

### データ

個体数推定には捕獲データと密度指標が用いられる。捕獲データとして有害捕獲数および狩猟捕獲数、密度指標として単位努力量あたりの糞塊密度（糞塊数/1km）、SPUE（銃猟目撃頭数/1人日）、くくりわなCPUE（くくりわな捕獲頭数/100わな日）、箱わなCPUE（箱わな捕獲頭数/100わな日）を用いた（図3-1, 3-2, 3-3）。糞塊密度およびSPUEについてはシカ生息密度指標として一定の有効性が評価されており（濱崎ほか2007）、SPUEおよびわなCPUEについては森林下層植生衰退度・農業被害との関係性が指摘されている（岸本ほか2012；高木ほか2018）。なお、2006～2016年度にかけての年度ごとのSPUEおよびCPUEについては、栗山ほか(2018b)に詳細が記述されている。

有害捕獲数は、年度ごとの有害鳥獣捕獲およびその他許可捕獲（狩猟を除く）に基づく捕獲数とし、市町からの報告数に県で集計している許可捕獲（狩猟除く）を加えたものとした。狩猟捕獲数は、出猟カレンダー調査（栗山ほか2018a）に基づき、狩猟者からの猟期中の捕獲数の報告の合計を狩猟メッシュ単位（約5km×4kmの5倍地域メッシュに相当）で集計した。糞塊密度は、県内およそ70～100のメッシュ（年度により対象メッシュ数は異なる）において、尾根上約5kmのルートを踏査し、ルートの両側1m以内で発見されたシカの糞塊数のカウントし、狩猟メッシュごとに集計した。調査は毎年猟期前の10月下旬～11月中旬（その時期に調査不能な場合は11月下旬）にかけて行った。糞塊は、その新しさや大きさから一つの糞塊を判断し、10粒以上の糞塊数を糞塊密度の集計の対象とした。SPUE、くくりわなCPUE、箱わなCPUEは、出猟カレンダー調査に基づき、メッシュごとにシカの日撃頭数、各わなでのシカの捕獲頭数および努力量に当たる出猟人日数、わな種ごとの設置わな日数（設置基数×設置日数）を集計し、算出した。SPUEの集計に関しては、シカの日撃頭数は多雪年で発見率が高くなることが指摘されているため（濱崎ほか2007）、積雪の影響を考慮して猟期前半の

11～12月のデータに限定して行った。わなのCPUEに関しては、わなの設置努力量についての報告様式が統一された2010年以降のデータに限定して行った。CPUEの計算の際には、設置日や回収日の報告不備から努力量の算出が不可能なものが含まれているため、努力量が不明のわなによる捕獲頭数については集計から除外した。いずれの指標も一度メッシュ単位で集計した後に、市町単位でデータを合計した。その際、複数の市町にまたがるメッシュの値については、各市町の森林面積に応じて按分した。なお、2005年度の淡路地域のSPUEについては、努力量の集計に一部データの欠損が見られたため、欠損値扱いとしている。

市町単位での個体群動態モデルの構築のため、メッシュ単位で集計されているデータ(有害捕獲数を除くすべてのデータ)については、当該メッシュ内の森林面積に応じて市町単位に按分し集計しなおした。森林は自然環境保全基礎調査第6・7回の植生調査データをもとに整備された1/2.5万植生図(環境省生物多様性センター

<http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-006.html>)における大区分のうち、なだれ地自然低木群落、河辺林、海岸風衝低木群落、岩角地・海岸断崖地針葉樹林、岩角地・風衝地低木群落、岩角地針葉樹林、溪畔林、自然低木群落、沼沢林、常緑広葉樹二次林、常緑広葉樹林、常緑針葉樹二次林、植林地、暖温帯針葉樹林、竹林、低木群落、落葉広葉樹二次林、落葉広葉樹林、落葉広葉樹林(太平洋型)、落葉広葉樹林(日本海型)、落葉広葉低木群落、冷温帯針葉樹林に属するものを森林として定義した。按分して得られた市町レベルでの努力量の合計が小さい場合、観測誤差が大きくなりやすいことから、糞塊密度については1km以上、SPUEについては10人日以上、くくりわなおよび箱わなCPUEについては100わな日以上の記録があった場合のみを、観測データとして用いた。

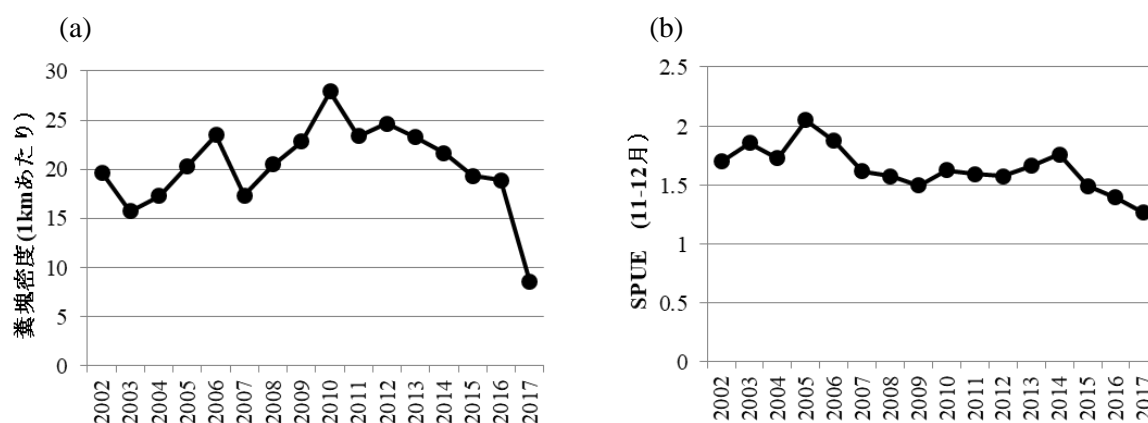


図 3-1. 兵庫県における糞塊密度 (a) および SPUE (b) の経年変化。県内全域を対象にした集計値を示す。SPUE は猟期のうち 11-12 月の値を用いた。

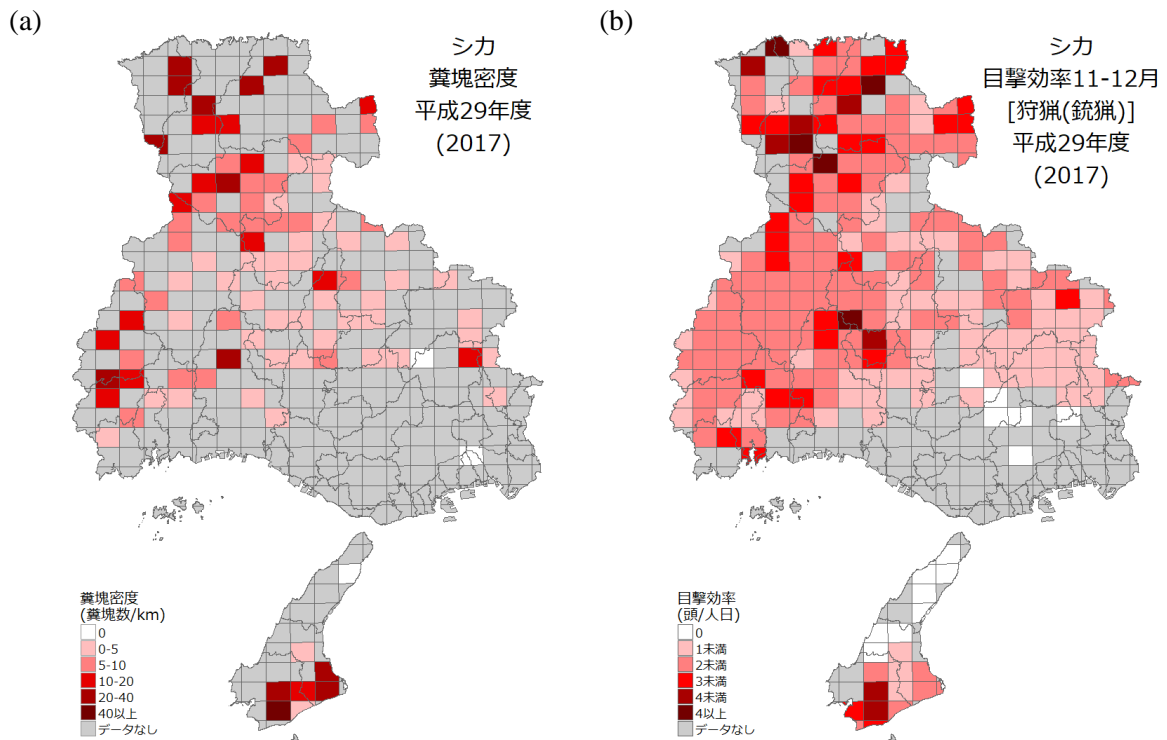


図 3-2. 兵庫県における 2017 年度の糞塊密度 (a) および SPUE (b)。SPUE は猟期のうち 11-12 月の値を用いた。色が濃い地域ほど値が高い。

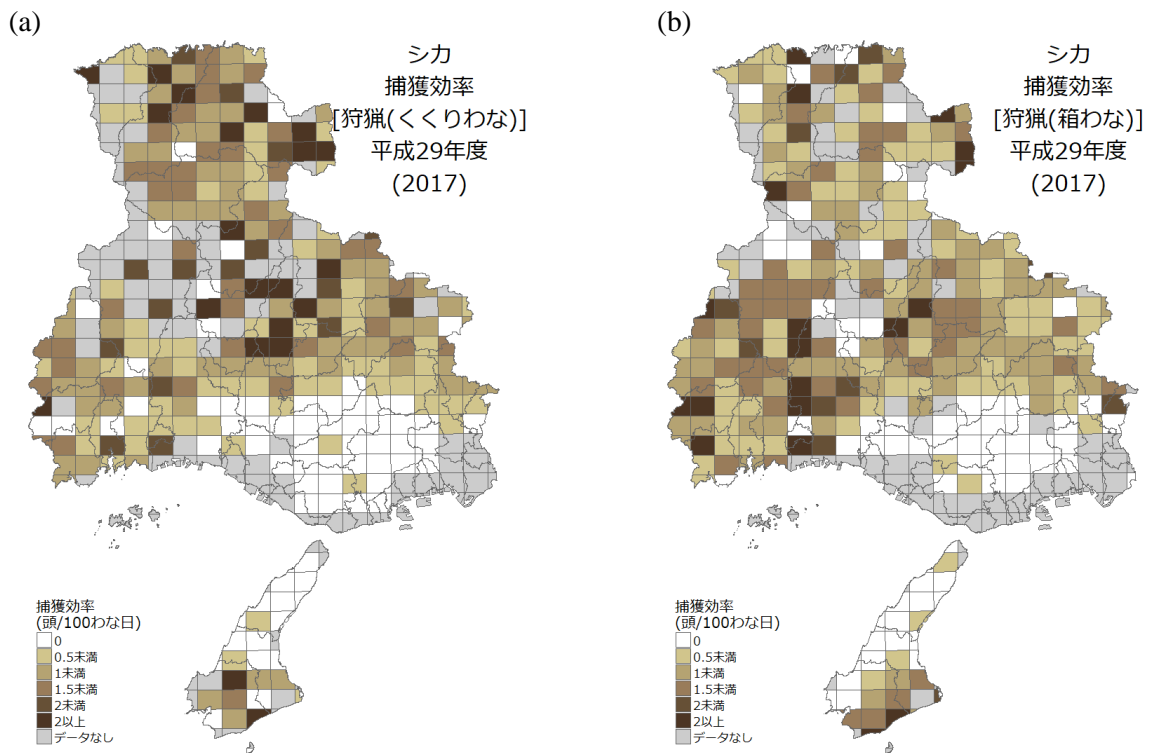


図 3-3. 兵庫県における 2017 年度のくくりわな (a) および箱わな (b) の CPUE。色が濃い地域ほど値が高い。

## モデル

個体群動態を記述する状態モデルと密度指標の観測過程を記述する観測モデルからなる、状態空間モデルとした (図 3-4)。

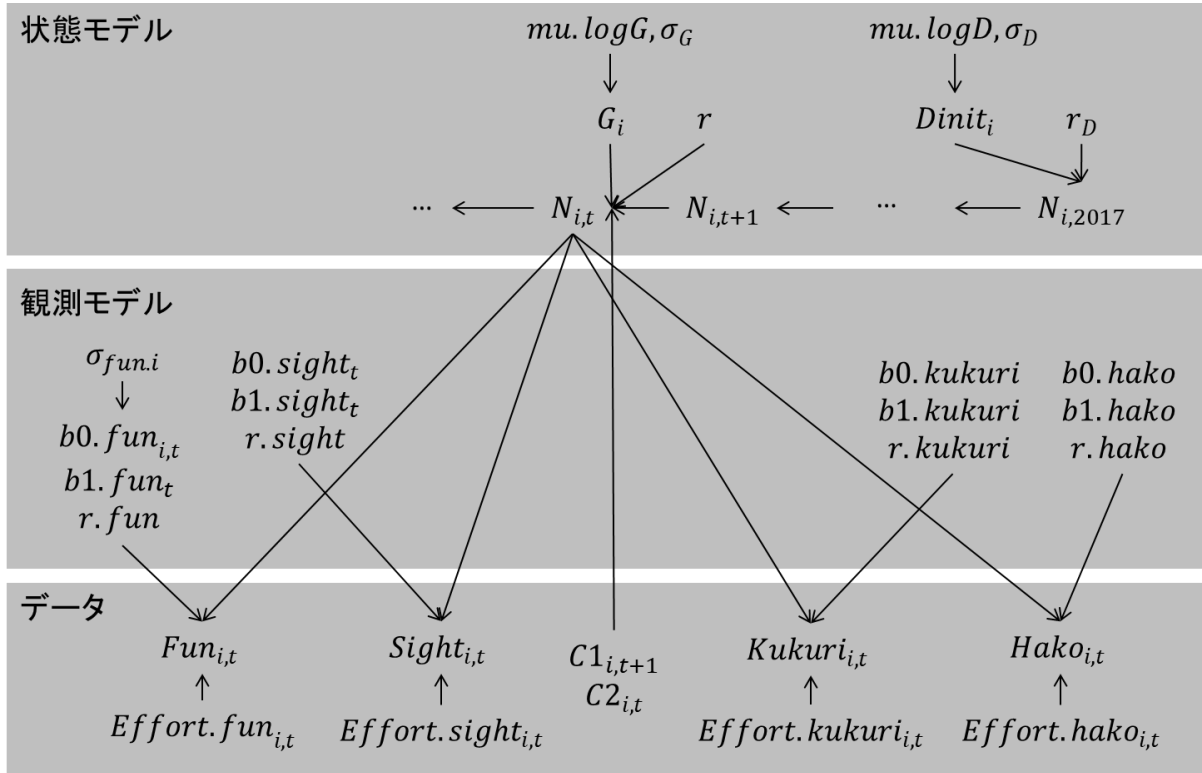


図 3-4. 本研究で用いた状態空間モデルの構造。推定方法に合わせて、2017 年度から年度をさかのぼる形で表現している。それぞれのパラメータおよびデータの説明は本文を参照。

### 状態モデル

状態モデルにおける個体数動態は以下の式で表した。

$$E(N_{i,t+1}) = (N_{i,t} - C2_{i,t}) \times G_i - C1_{i,t+1} \quad \dots(1)$$

$$p_{i,t+1} = r / (r + E(N_{i,t+1}))$$

$$N_{i,t+1} \sim \text{NegativeBinomial}(p_{i,t+1}, r) \quad \{N_{i,t} \geq C2_{i,t}\}$$

$N_{i,t}$  は市町  $i$ 、年度  $t$  における個体数、 $C1$  は有害捕獲数、 $C2$  は狩猟捕獲数、 $G$  は見かけの増加率、 $r$  は負の二項分布の形状パラメータ (shape parameter) にあたる。 $N_{i,t}$  は密度指標の観測タイミング (各年度 10~11 月) での個体数を想定し、状態モデル内での 1 年の動態は、年度当初の個体数から、有害捕獲による除去、個体数の観測、狩猟捕獲による除去を経て年度末の個体数に至ることを仮定し、移出入及び繁殖による増加が、前年度末から次年度当初の間で起こることを仮定した。有害捕獲はその年の繁殖前や猟期中に行われる場合もあるが、市町別の捕獲時期に関する確かなデータが得られなかったことから、すべての有害捕獲は年度当初 (モデル上の繁殖後) から猟期前の期間に行われると、モデル上では設定した。ある年度における有害捕獲前の個体数  $N_{\max}$  (年度当初・繁殖後の状態を想定し、年度内で最大)、狩猟

捕獲後の個体数  $N_{min}$  (年度末・繁殖前の状態を想定し、年度内で最小)は以下の式で算出される。

$$N_{max_{i,t}} = N_{i,t} + C1_{i,t}$$

$$N_{min_{i,t}} = N_{i,t} - C2_{i,t}$$

見かけの増加率は市町ごとにばらつくことを想定し、以下の式で表した。

$$\log G_i \sim \text{Normal}(\mu, \log G, \sigma_G^2)$$

対数増加率が平均  $\mu, \log G$ 、分散  $\sigma_G^2$  の正規分布に従うとした。見かけの増加率は、出生や移入による増加から、捕獲以外の死亡と移出による減少を差し引いた、見かけ上の増減の程度を表すパラメータである。年度ごとの増加率のばらつきは負の二項分布に伴う個体数動態の不確実性として考慮した。

状態モデルにおける時系列動態の推定は、時系列の最終年に当たる 2017 年の密度を起点として、そこから逆算する形で推定を行った。そのため、(1) 式はモデル内では、

$$E(N_{i,t}) = (N_{i,t+1} + C1_{i,t+1}) / G_i + C2_{i,t}$$

の形で推定した。時系列をさかのぼる形で推定を行っていることで、 $t+1$  時点での負の二項分布に伴う確率的な不確実性が  $t$  時点の個体数に影響してしまうという欠点があるものの、捕獲数が個体数を上回ることで推定不能になることを回避できる、分布辺縁部において個体数が 0 の状態からの増加がある場合でも加入を明示的に扱わずに推定が可能になるといった計算上の利点から、時間をさかのぼる形での推定を採用した。時系列の初期状態にあたる 2017 年の密度は、以下の式で表した。

$$\log D_{i,t} \sim \text{Normal}(\mu, \log D, \sigma_D^2)$$

$$E(N_{i,2017}) = D_{i,t} \times f.area_i \times D.zero_i + C2_{i,2017}$$

$$p_{i,2017} = r_D / (r_D + E(N_{i,2017}))$$

$$N_{i,2017} \sim \text{NegativeBinomial}(p_{i,2017}, r_D) \quad \{N_{i,2017} \geq C2_{i,2017}\}$$

2017 年度の猟期後の対数密度の期待値が平均  $\mu, \log D$ 、分散  $\sigma_D^2$  の正規分布に従うとした。各市町の 2017 年度個体数の期待値は、猟期後の密度の期待値  $D_{i,t}$  に森林面積  $f.area_i$  をかけたものに、2017 年度猟期の捕獲数  $C2_{i,2017}$  を加えたもので表される。 $D.zero$  は分布域では 1、非分布域では 0 を代入した。非分布域は、2002~2017 年度の捕獲頭数の合計が 5 頭未満の市町とした。各市町の個体数は形状パラメータ  $r_D$  の負の二項分布に従うとした。

### 観測モデル

その年度の密度指標観測時の生息密度を  $D_{i,t}$  とし、観測モデルにおける密度指標の観測は以下の式で表した。

$$D_{i,t} = N_{i,t} / f.area_i$$

$$e.fun_{i,t} = b0.fun_{i,t} \times D_{i,t}^{b1.fun_{i,t}}; p.fun_{i,t} = r.fun / (r.fun + e.fun_{i,t})$$

$$Fun_{i,t} \sim \text{NegativeBinomial}(p.fun_{i,t}, r.fun \times Effort.fun_{i,t} / 5)$$

$$e.sight_{i,t} = b0.sight_{i,t} \times D_{i,t}^{b1.sight_{i,t}}; p.sight_{i,t} = r.sight / (r.sight + e.sight_{i,t})$$



$Sight_{i,t} \sim \text{NegativeBinomial}(p.sight_{i,t}, r.sight \times Effort.sight_{i,t})$

$e.kukuri_{i,t} = b0.kukuri \times D_{i,t}^{b1.kukuri}$ ;  $p.kukuri_{i,t} = r.kukuri / (r.kukuri + e.kukuri_{i,t})$

$Kukuri_{i,t} \sim \text{NegativeBinomial}(p.kukuri_{i,t}, r.kukuri \times Effort.kukuri_{i,t} / 100)$

$e.hako_{i,t} = b0.hako \times D_{i,t}^{b1.hako}$ ;  $p.hako_{i,t} = r.hako / (r.hako + e.hako_{i,t})$

$Hako_{i,t} \sim \text{NegativeBinomial}(p.hako_{i,t}, r.hako \times Effort.hako_{i,t} / 100)$

$Fun_{i,t}$ は市町  $i$ 、年度  $t$  における糞塊観測数、 $Effort.fun_{i,t}$ は糞塊調査の努力量 (km) にあたる。糞塊密度の期待値  $e.fun$  は生息密度とべき乗則関係を想定した。おおむね 1 調査ルート of 長さ に当たる 5 km あたりの糞塊数が、形状パラメータ  $r.fun$  の負の二項分布に従うことを想定した。同様に  $Sight_{i,t}$  は目撃数、 $Kukuri_{i,t}$  はくくりわな捕獲数、 $Hako_{i,t}$  は箱わな捕獲数、 $Effort.sight_{i,t}$  は銃猟の出猟努力量 (人日)、 $Effort.kukuri_{i,t}$  はくくりわな努力量 (わな日)、 $Effort.hako_{i,t}$  は箱わな努力量 (わな日) にあたる。それぞれ 1 人日あたりの目撃数、100 わな日あたりの捕獲数が負の二項分布に従うことを想定した。

密度指標と生息密度の関係には一定の関係性が想定されるものの、糞塊密度および SPUE と生息密度の関係には下記に上げる不確実性が想定された。糞塊密度はその年の気温などの影響によって突出して高いまたは低い値が観測されることが指摘されている (濱崎ほか 2007)。兵庫県の観測データにおいては、2017 年度には全県的に前年度に比べ突出して低い値が観測されている (図 3-1a)。これは調査時期の直前に台風 21 号が接近したことで、落葉の増加に伴う発見率の低下や糞の消失が起こったためと考えられる。2017 年度の観測値への対応として、糞塊数の観測に関わる  $b0.fun$ 、 $b1.fun$  の 2 つの係数については 2002~2016 年の観測と 2017 年の観測で異なる係数を当てはめるモデルを検討した。また、市町内での調査位置の偏りから、平均密度より高いまたは低い地点における密度の動態を糞塊密度が反映することが考えられる。特に分布の辺縁部の市町では、平均的な生息密度は低いにもかかわらず、市町界付近で高い糞塊密度が観測されることが想定される。こうした偏りを考慮するため、糞塊数の観測に関わる  $b0.fun$  には市町ごとのばらつきを考慮した。

$fun.\epsilon_i \sim \text{Cauchy}(0, \sigma_{fun.i})$

$b0.fun_{i,t} = b0.fun_t + fun.\epsilon_i$

多くの市町村では平均密度に近い値を反映するが、調査地の偏りのある一部の市町で大きなバイアスが生じることを想定し、正規分布よりも裾の広い分布であるコーシー分布を設定した。なお、糞塊密度の観測地点は年度間で大きく異なることから、観測地点の偏りに伴うバイアスは年度間で一定の関係を想定した。目撃頭数は兵庫県森林動物研究センターが設立された 2007 年度以降、報告様式や集計方法がある程度統一されているが、2006 年度までは、目撃頭数に捕獲数を含めるかどうか、他の狩猟者と重複しないように報告するかどうかといった報告様式が年度ごとに異なっていた。様式の変更に伴い SPUE と密度の関係性が変化している可能性が想定されたため、目撃頭数の観測に関わる  $b0.sight$ 、 $b1.sight$  の 2 つの係数については 2002~2006 年の観測と 2007~2017 年の観測で異なる係数を当てはめるモデルを採用した。以上の糞塊密度と SPUE の観測の不確実性を考慮したモデル (フルモデル) で推定

を行った後、モデル間比較により不確実性の考慮の有無が推定結果に与える影響を評価した (モデル間比較の詳細は後述の「モデルの評価」で説明)。

### 推定およびモデルの評価

#### フルモデルにおける事後分布の推定

状態空間モデルにおける各パラメータの推定は、階層ベイズの枠組みで行い、マルコフ連鎖モンテカルロ法 (MCMC) により、各パラメータの事後分布の推定を行った。MCMC の計算は JAGS (Plummer 2003) ver 4.3.0 を R 3.4.4 (R 2018) 内パッケージ runjags (Denwood 2016) により行った。各パラメータの事前分布には、実数を取りうるものについては平均 0、分散 1000 の正規分布、正の実数を取りうるもの ( $\sigma, r$ ) については平均 0、分散 1000 の正規分布のうち 0 より大きい領域 (半正規分布) を採用し、ほぼ無情報な事前分布となるよう設定した (表 3-1)。MCMC の計算は 3 つの並列鎖でそれぞれ 100,000 回の計算を実行し、初期値の影響を除くために最初の 50,000 回分の計算を切り捨てた (burn-in) 後、あとの 50,000 回分の計算から、時間相関の影響を除くために 500 サンプルを抽出し (thinning)、事後分布の推定を行った。事後分布の収束判定は R hat (Brooks & Gelman 1998) により行った。MCMC の収束が十分な場合、R hat は 1.1 より小さくなる。

表 3-1. 推定したパラメータおよび事前分布。

パラメータ	説明	事前分布
<b>状態モデル</b>		
<i>mu.logD</i>	2017年生息密度 (対数) の市町平均値	Normal (0, 1000)
$\sigma_D$	2017年生息密度 (対数) の標準偏差	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>r<sub>D</sub></i>	各市町の2017年生息個体数の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>mu.logG</i>	見かけの増加率 (対数) の市町平均値	Normal (0, 1000)
$\sigma_G$	見かけの増加率 (対数) の標準偏差	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>r</i>	各市町各年度の個体数の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]
<b>観測モデル</b>		
<i>b0.fun<sub>2002-2016</sub></i>	2002-2016年度の糞塊密度観測パラメータ (比例定数)	Normal (0, 1000)
<i>b0.fun<sub>2017</sub></i>	2017年度の糞塊密度観測パラメータ (比例定数)	Normal (0, 1000)
$\sigma_{fun,i}$	糞塊密度観測の市町間誤差の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>b1.fun<sub>2002-2016</sub></i>	2002-2016年度の糞塊密度観測パラメータ (べき指数)	Normal (0, 1000)
<i>b1.fun<sub>2017</sub></i>	2017年度の糞塊密度観測パラメータ (べき指数)	Normal (0, 1000)
<i>b0.sight<sub>2002-2006</sub></i>	2002-2006年度のSPUE観測パラメータ (比例定数)	Normal (0, 1000)
<i>b0.sight<sub>2007-2017</sub></i>	2007-2017年度のSPUE観測パラメータ (比例定数)	Normal (0, 1000)
<i>b1.sight<sub>2002-2006</sub></i>	2002-2006年度のSPUE観測パラメータ (べき指数)	Normal (0, 1000)
<i>b1.sight<sub>2007-2017</sub></i>	2007-2017年度のSPUE観測パラメータ (べき指数)	Normal (0, 1000)
<i>b0.kukuri</i>	くくりわなCPUE観測パラメータ (比例定数)	Normal (0, 1000)
<i>b1.kukuri</i>	くくりわなCPUE観測パラメータ (べき指数)	Normal (0, 1000)
<i>b0.hako</i>	箱わなCPUE観測パラメータ (比例定数)	Normal (0, 1000)
<i>b1.hako</i>	箱わなCPUE観測パラメータ (べき指数)	Normal (0, 1000)
<i>r.fun</i>	糞塊観測数の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>r.sight</i>	目撃数の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>r.kukuri</i>	くくりわな捕獲数の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]
<i>r.hako</i>	箱わな捕獲数の形状パラメータ	Normal (0, 1000) [0, ]

個体数の増減傾向は特定計画の時期別での評価および、捕獲強化前後での比較を行った。第2期シカ保護管理計画(2002~2006年度)、第3期シカ保護管理計画(2007~2011年度)、第4期シカ保護管理計画(2012~2016年度)における個体数の動向を、管理計画の開始年から次期管理計画の開始年まで(2002~2007、2007~2012、2012~2016)の密度の変化として評価した。捕獲強化の影響評価は、捕獲目標の引き上げを行い、捕獲頭数が増加した2010年度以前(2005~2010)と以後(2010~2015)での密度変化の比較により行った。

#### モデルの評価

前述の推定で用いたフルモデルにおいて想定している、糞塊密度およびSPUEと生息密度の関係の不確実性が推定結果に与える影響については、不確実性を考慮したモデルと不確実性を考慮せずに一定の関係性を仮定したモデルの比較により行った。糞塊密度については、 $b0.fun$ 、 $b1.fun$ が時間依存(2002~2016および2017)で変化するか否か、 $b0.fun$ が市町によりばらつくか否か、SPUEについては $b0.sight$ 、 $b1.sight$ が時間依存(2002~2006および2007~2017)で変化するか否かの全8通りの組み合わせについて、推定を行った(表3-2; モデル1はフルモデルに相当)。計算時間を短縮するため、モデルの比較においては、各MCMC鎖の計算は20,000回(10,000 burn-in、500サンプル)の設定で事後分布の推定を行った。モデルの評価はWAIC(Widely Applicable Information Criterion; Watanabe 2010)および、密度指標の事後予測分布によって行った。WAICの計算は密度指標の観測確率(尤度)を計算し、Rのパッケージloo(Vehtari 2017)を用いて算出した。事後予測分布による評価は、事後予測分布の95%信用区間内に収まった密度指標の観測値の割合によって行った。密度指標の観測パターンをモデルで十分に記述できている場合、観測値は事後予測分布の範囲内に収まることが期待される。

表3-2. 各モデルで想定した糞塊密度およびSPUEの観測に関する不確実性。

モデル	糞塊密度観測の不確実性	SPUE観測の不確実性
モデル1 $fun(i,t) sight(t)$	市町間誤差、時間変化	時間変化
モデル2 $fun(i,t) sight(.)$	市町間誤差、時間変化	なし(観測誤差のみ)
モデル3 $fun(t) sight(t)$	時間変化	時間変化
モデル4 $fun(t) sight(.)$	時間変化	なし(観測誤差のみ)
モデル5 $fun(i) sight(t)$	市町間誤差	時間変化
モデル6 $fun(i) sight(.)$	市町間誤差	なし(観測誤差のみ)
モデル7 $fun(.) sight(t)$	なし(観測誤差のみ)	時間変化
モデル8 $fun(.) sight(.)$	なし(観測誤差のみ)	なし(観測誤差のみ)

### 3-3. 結果

#### 市町別の個体数動態

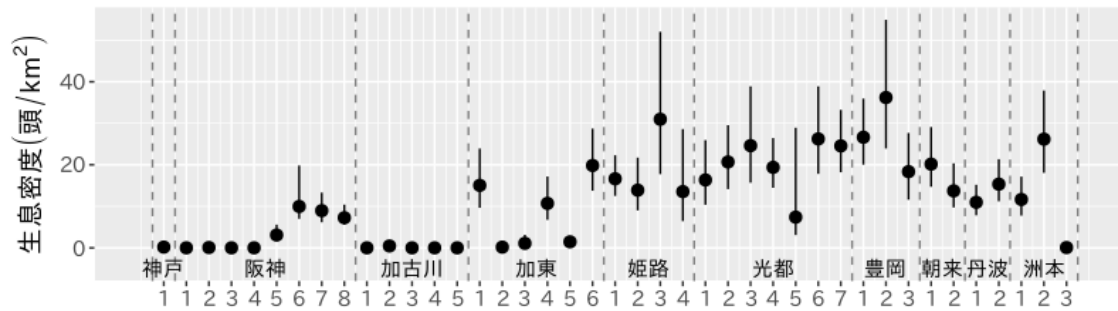
フルモデルによる推定結果を以下に示す。MCMC の収束の程度を表す R hat は、森林面積が小さく生息可能性が低い (推定値としては 0 個体) 市町の個体数や、密度指標の観測がない市町における密度指標の期待値については、1.1~1.3 と収束の悪い結果が得られたが、個体群動態に関わる超パラメータ ( $\mu.\log D$ 、 $\mu.\log G$  など) および密度指標の観測パラメータについては 1.1 を下回っており、得られた推定値は実質的には十分に収束していると判断できた (表 3-3)。

表 3-3. パラメータの事後分布および R hat 値

パラメータ	事後分布			R hat
	中央値	95%信用区間		
<b>状態モデル</b>				
$\mu.\log D$	-34.2	-80.9	-6.5	1.003
$\sigma_D$	8.08	0.47	32.46	1.001
$r_D$	0.149	0.066	0.304	1.003
$\mu.\log G$	0.340	0.260	0.435	1.005
$\sigma_G$	0.109	0.070	0.167	1.004
$r$	92.5	64.0	128.6	0.999
<b>観測モデル</b>				
$b0.fun_{2002-2016}$	2.58	2.19	2.90	1.007
$b0.fun_{2017}$	-0.294	0.695	1.528	1.001
$\sigma_{fun.i}$	0.340	0.192	0.561	1.001
$b1.fun_{2002-2016}$	0.566	0.475	0.667	1.002
$b1.fun_{2017}$	0.933	0.637	1.267	1.000
$b0.sight_{2002-2006}$	-1.02	-1.29	-0.81	1.005
$b0.sight_{2007-2017}$	-1.94	-2.20	-1.74	1.004
$b1.sight_{2002-2006}$	0.570	0.513	0.633	1.004
$b1.sight_{2007-2017}$	0.755	0.706	0.808	1.002
$b0.kukuri$	-3.19	-3.48	-2.93	1.001
$b1.kukuri$	0.984	0.908	1.063	1.003
$b0.hako$	-2.54	-2.80	-2.32	0.999
$b1.hako$	0.812	0.741	0.888	1.002
$r.fun$	3.00	2.58	3.50	1.001
$r.sight$	0.0727	0.0590	0.0899	1.002
$r.kukuri$	0.0328	0.0261	0.0419	1.001
$r.hako$	0.0384	0.0310	0.0472	1.001

2017年度の個体密度の推定値は、市町間で大きく異なり（中央値で最小0頭/km<sup>2</sup>，最大36.2頭/km<sup>2</sup>）、市町ごとの生息状況に空間的異質性が認められた（図3-5a）。41市町のうち、2017年度の推定密度の中央値を基準として、5頭/km<sup>2</sup>以上の個体が生息していると推定された市町は26市町、内10頭/km<sup>2</sup>以上が22市町、内20頭/km<sup>2</sup>以上が9市町であった。見かけの増加率（ $\exp(\mu.\log G)$ ）は中央値で1.41 [95%信用区間 1.30–1.54] と高い値が推定され、市町別にみると1.21~1.68（いずれも中央値）の範囲でばらつきが見られた（図3-5b）。

(a) 各市町で推定された生息密度



(b) 各市町で推定された見かけの増加率

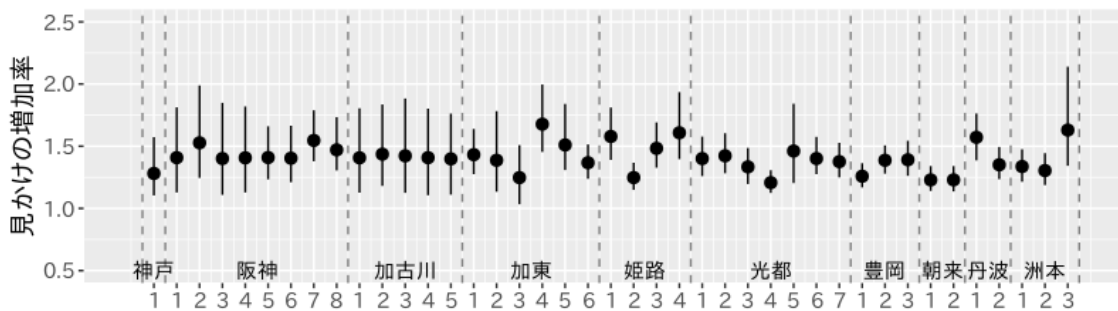


図3-5. 各市町における生息密度 (a) 及び見かけの増加率 (b)。それぞれの点は各市町の事後分布の中央値、エラーバーは95%信用区間を表す。農林事務所の所管ごとに市町を並べている。各農林内で番号と市町の対応は、神戸農林 1: 神戸市; 阪神農林 1-8: 尼崎市、西宮市、芦屋市、伊丹市、宝塚市、川西市、三田市、猪名川町; 加古川農林 1-5: 明石市、加古川市、高砂市、稲美町、播磨町; 加東農林 1-6: 西脇市、三木市、小野市、加西市、加東市、多可町; 姫路農林 1-4: 姫路市、神河町、市川町、福崎町; 光都農林 1-7: 相生市、たつの市、赤穂市、宍粟市、太子町、上郡町、佐用町; 豊岡農林 1-3: 豊岡市、香美町、新温泉町; 朝来農林 1-2: 養父市、朝来市; 丹波農林 1-2: 篠山市、丹波市; 洲本農林 1-3: 洲本市、南あわじ市、淡路市の順。

各市町の個体数の動態は時期により大きく異なった。2002年度から2007年度（第2期シカ保護管理計画）にかけての生息密度の変化は26市町で明確な増加傾向が見られた（図3-6a）。2007年度から2012年度（第3期シカ保護管理計画）にかけては、密度の高い市町では増加の傾向が見られなくなったが、依然として20市町では増加傾向にあった（図3-6b）。2012年度から2017年度（第4期シカ保護管理計画）では増加傾向の市町は3に減少し、13の市町で明確な減少傾向が検出された（図3-6c）。

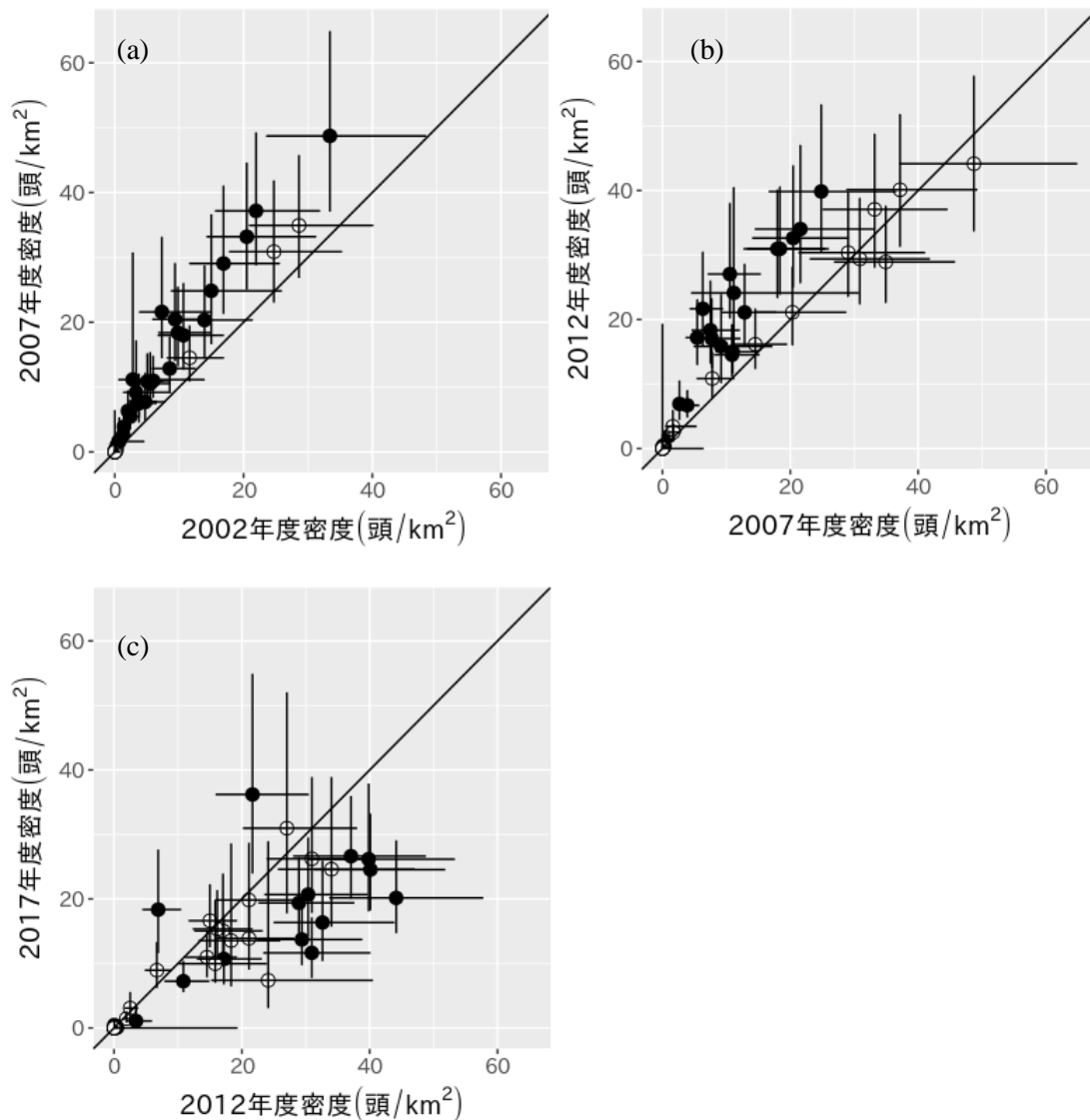


図3-6. 各市町における2002～2007年度(a)、2007～2012年度(b)、2012～2017年度(c)の生息密度の変化。それぞれの点は各市町の事後分布の中央値、エラーバーは95%信用区間を表す。黒丸は密度変化の事後分布に0が含まれなかった市町で、明確な増加もしくは減少傾向を示す。斜めの線は密度変化0に相当し、線の上方に位置する場合は増加傾向、下方に位置する場合は減少傾向を意味する。

さらに捕獲強化の行われた 2010 年の前後に着目し、各市町の増減傾向を比較した。2010 年までは分布域のほぼ全てで増加傾向にあったのに対し (図 3-7a)、2010 年以降は分布の中心域である播磨北西部 (光都、姫路農林管内の一部) から但馬南部 (朝来農林管内) では、増減が見られない、もしくは減少傾向に転じていた (図 3-7b)。一方で、2000 年代に入ってから分布が拡大した但馬北西部、播磨東部から阪神北部にかけての市町 (豊岡、阪神、加古川、加東農林管内の一部) では 2010 年以降も増加傾向が見られる市町が含まれた (図 3-7b)。

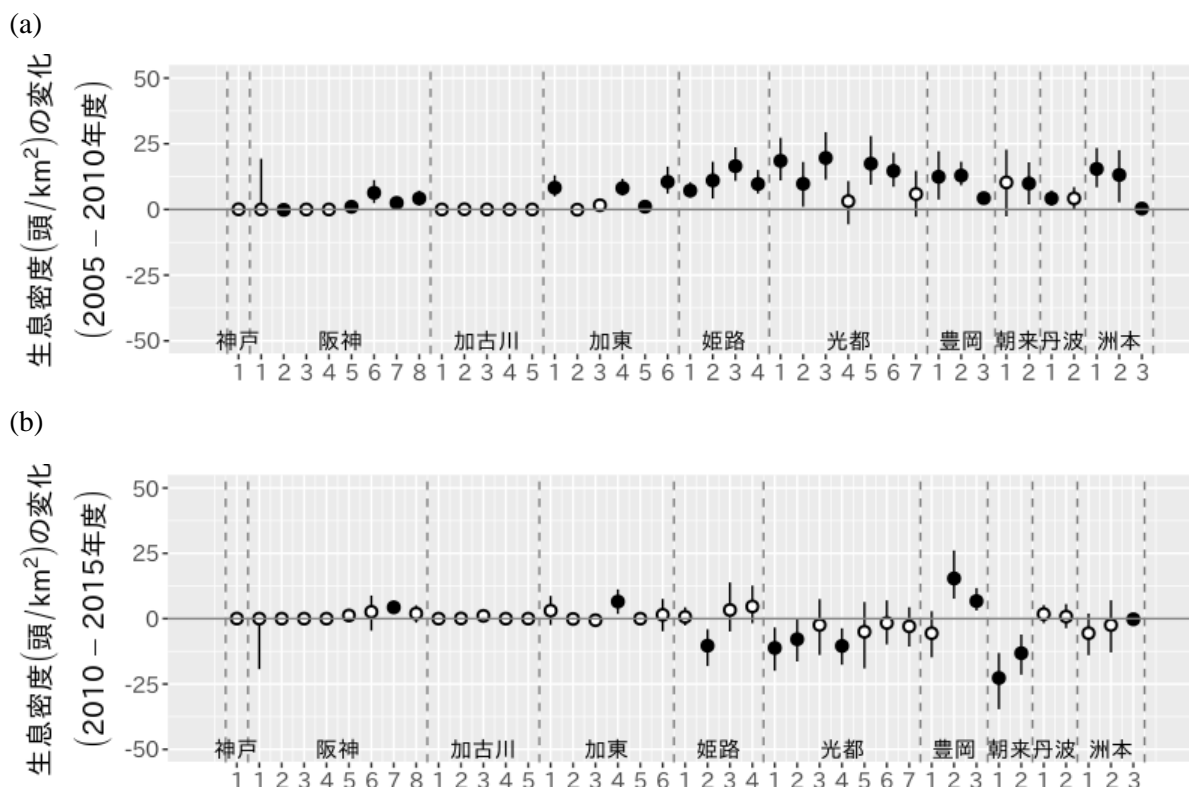


図 3-7. 各市町における 2005~2010 年度 (a)、2010~2015 年度 (b)の生息密度の変化。それぞれの点は各市町の事後分布の中央値、エラーバーは 95%信用区間を表す。黒丸は密度変化の事後分布に 0 が含まれなかった市町で、明確な増加もしくは減少傾向を示す。農林事務所および市町番号の対応は図 3-5 を参照。

以上の変化傾向をもとにいくつか代表的な動態を類型化 (図 3-8) すると (type 1) 期間を通じて増加傾向を維持、(type 2) 2005~2010 年にかけて増加し以後横ばい、(type 3) 2005~2010 年にかけて増加し以後減少傾向、といったパターンが挙げられる。またこれらの中間的なパターンとして、(type 4) 2005~2010 年にかけて増加し以後横ばいの期間を経て 2017 年には減少傾向、(type 5) 2005~2015 年にかけて増加し以後 2017 年には横ばいまたは減少傾向といった市町に分けられた。

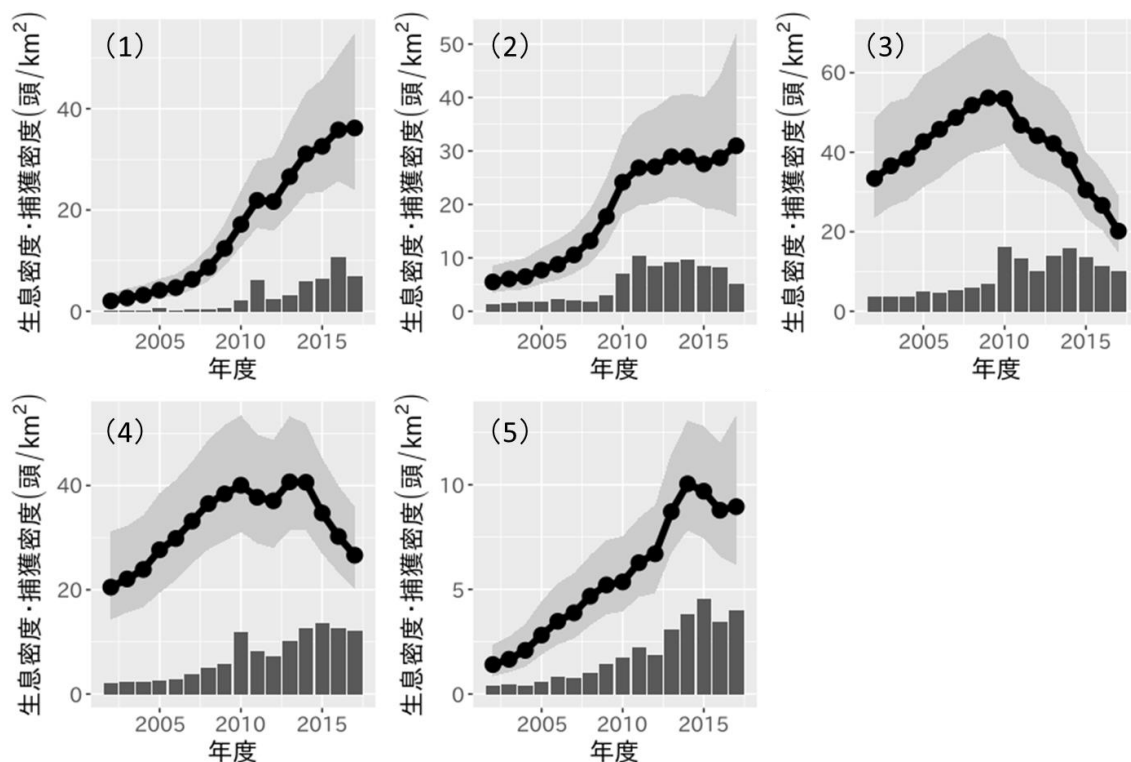


図 3-8. 各市町における個体数動態の代表的なパターン。各数字は本文中の type 1~5 に対応; type 1: 豊岡農林-2 (香美町)、type 2: 姫路農林-3 (市川町)、type 3: 朝来農林-1 (養父市)、type 4: 豊岡農林-1 (豊岡市)、type 5: 阪神農林-7 (三田市)。それぞれの点は各年度の生息密度の事後分布の中央値、灰色の範囲は 95%信用区間を表す。棒グラフは各年度の捕獲密度 (森林面積 1 km<sup>2</sup>あたり捕獲頭数) を示す。

### 兵庫県全体での個体数動態

市町別の個体群動態の推定値を足し合わせた、兵庫県全体での個体群動態は、捕獲に応じて増加傾向から減少傾向に転じた (図 3-9)。2017 年度時点での個体数の中央値は 99,703 頭 [95%信用区間 79,777-127820]、捕獲前個体数 ( $N_{max_{2017}}$ ) および捕獲後個体数 ( $N_{min_{2017}}$ ) は中央値で 117,537 および 80,674 頭 [95%信用区間  $N_{max_{2017}}$ : 97,611-145,654;  $N_{min_{2017}}$ : 60,748-108,791] と推定された。

見かけの増加率 ( $N_{max_{t+1}} / N_{min_t}$ ) は中央値ベースで 1.25~1.39 で変動し、高い値を示した (図 3-10a)。特に 2011 年以降は 1.3 以上の増加率を示した。捕獲こみの変化率 ( $N_{min_{t+1}} / N_{min_t}$ ) は 2009 年までは 1 を上回り増加傾向を示したが、2010 年度の捕獲強化が反映される 2009~2010 年の変化では 1 を下回り減少傾向を示した (図 3-10b; 2009-2010 変化率: 中央値 0.932 95%信用区間 0.867-0.994)。その後 2013 年までは明確な減少傾向は見られなかったが、2014 年以降再び減少傾向を示した。



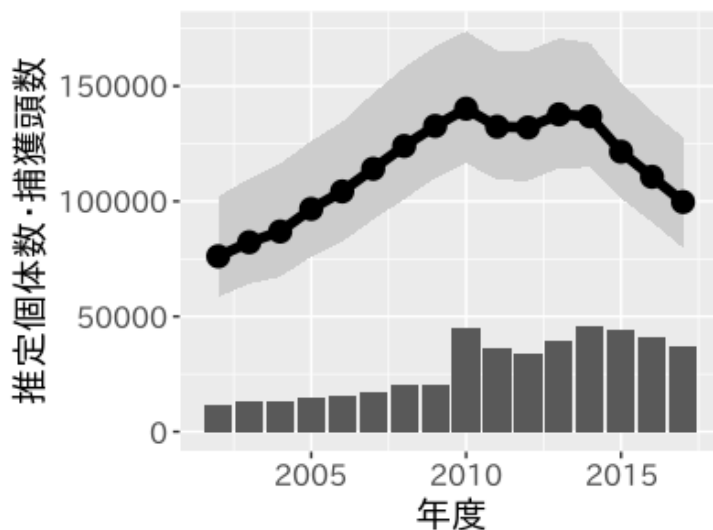


図 3-9. 兵庫県における生息個体数の動態。それぞれの点は各年度の個体数の事後分布の中央値、灰色の範囲は 95%信用区間を表す。棒グラフは各年度の捕獲頭数を示す。

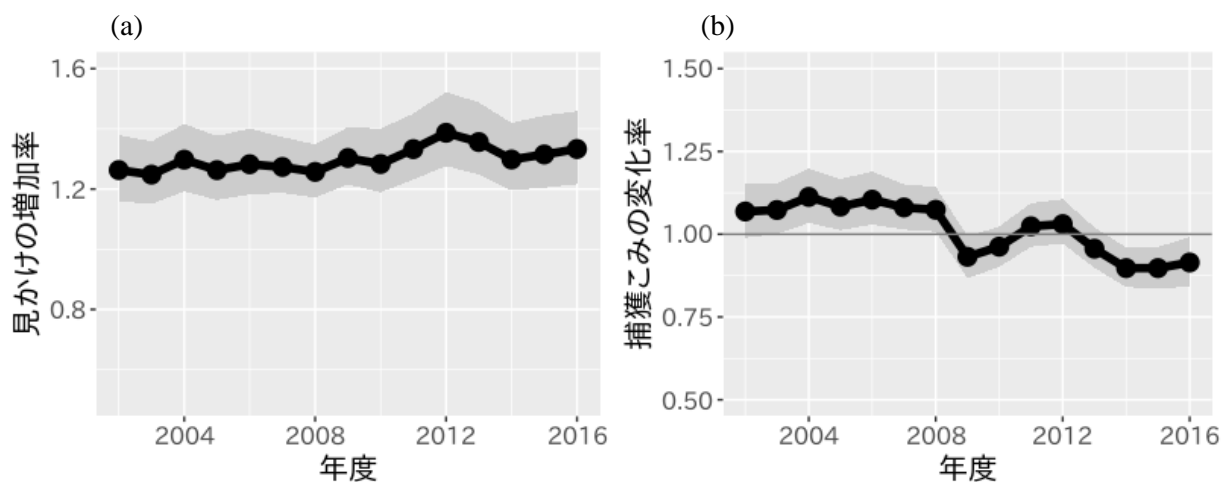


図 3-10. 兵庫県全体における見かけの増加率 (a) および捕獲こみの変化率 (b)。それぞれの点は各年度の値の事後分布の中央値、灰色の範囲は 95%信用区間を表す。

### 密度指標の観測

それぞれの密度指標は、生息密度が高くなるにつれて値が大きくなったが、生息密度との関係性に大きな不確実性があった (図 3-11)。糞塊密度は他の年度と値が大きく異なる 2017 年度を除いて、市町ごとに生息密度との関係性にばらつきのあるモデルを適用したことで、市町レベルの生息密度の経年変化に対する指標性がみられた (図 3-11a)。SPUE については、2006 年度までと 2007 年度以降で異なる関係性を仮定したモデルを適用したことで、それぞれの期間内において生息密度の時空間的な大小との明瞭な関係性が見られた (図 3-11b)。くくりわな CPUE、箱わな CPUE はいずれも観測誤差が大きく、生息密度との関係性は弱かった (図 3-11c, d)。

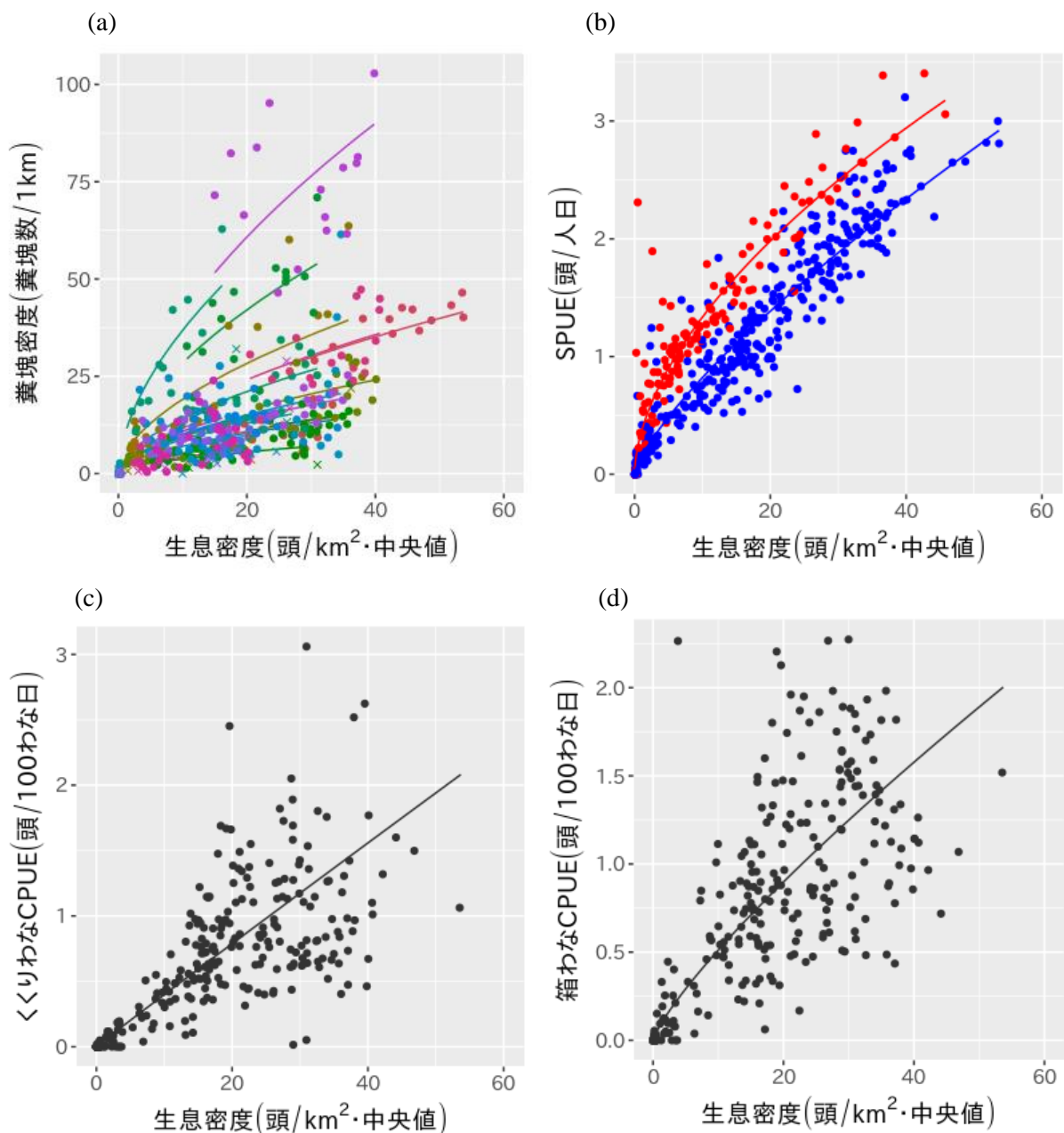


図 3-11. 糞塊密度 (a)、SPUE (b)、くくりわな CPUE (c)、箱わな CPUE (d)と推定生息密度 (中央値) の関係。それぞれの点は各年度各市町の観測値を示す。糞塊密度は他の年度と値が大きく異なる 2017 年度の観測点を×で表した。糞塊密度の点の色の違いは市町の違いを表し、対応する色の線は 2002～2016 年度の生息密度における糞塊密度の期待値を示す線にあたる。SPUE は 2002～2006 年度の観測値および期待値を赤色、2007～2017 年度の観測値および期待値を青色で示した。

### モデルの評価

糞塊密度および SPUE の観測に関する不確実性に関する 8 つのモデル間 (表 3-2) で WAIC と事後予測分布内の観測値割合を比較した。糞塊密度および SPUE と生息密度の関係に想定

された不確実性を考慮したモデル (モデル 1~7) では、一定の関係性を仮定したモデル (モデル 8) に比べて WAIC が低く、予測力が高い結果が得られた (表 3-4)。モデル間で推定された個体数および見かけの増加率は大きく異なった (表 3-5)。糞塊密度の観測についての不確実性考慮の有無は、推定値に大きく影響しなかったが、SPUE の観測についての不確実性の有無は推定値に大きく影響した。SPUE の観測についての不確実性を考慮したモデル (モデル 1、3、5、7) では 2016~2017 年度にかけての見かけの増加率が中央値で 1.26~1.33 と高く、個体数が少ない (2017 年度推定値: 中央値でおよそ 93,000~115,000) 一方で、不確実性を考慮しないモデル (モデル 2、4、6、8) では増加率が低く (2016~2017 年度推定値: 中央値で 1.07~1.12)、個体数が 1.5~2 倍程度に高く推定される (2017 年度推定値: 中央値でおよそ 146,000~205,000) 傾向を示した。

表 3-4. 糞塊密度および SPUE の観測に関する不確実性に関するモデル間比較。 $\Delta$ WAIC は最も WAIC の低いモデル (モデル 1) からの差を表し、小さい順に並べた。

モデル	$\Delta$ WAIC	事後予測分布内の観測値割合 (%)			
		糞塊密度	SPUE	くくりわな CPUE	箱わな CPUE
モデル1 fun(i,t) sight(t)	0	96.8	95.8	97.6	97.5
モデル5 fun(i) sight(t)	169	96.8	96.4	97.2	97.1
モデル2 fun(i,t) sight(.)	250	97.7	97.4	97.6	96.4
モデル6 fun(i) sight(.)	369	96.5	97.6	97.6	96.8
モデル3 fun(t) sight(t)	569	95.6	96.4	96.9	96.8
モデル7 fun(.) sight(t)	618	94.2	96.4	97.6	96.8
モデル4 fun(t) sight(.)	829	94.2	97.8	97.9	96.4
モデル8 fun(.) sight(.)	865	93.7	97.0	97.9	97.5

表 3-5. 各モデルにおける 2017 年度の推定生息個体数および 2016~2017 年度の見かけの増加率。中央値と 95%信用区間を表す。

モデル	推定生息数( $N_{2017}$ )		見かけの増加率 ( $N_{\max 2017} / N_{\min 2016}$ )	
	中央値	95%信用区間	中央値	95%信用区間
モデル1 fun(i,t) sight(t)	101508	83056, 124774	1.33	1.23, 1.45
モデル2 fun(i,t) sight(.)	179430	134791, 267174	1.12	1.04, 1.21
モデル3 fun(t) sight(t)	115120	93234, 146853	1.28	1.18, 1.39
モデル4 fun(t) sight(.)	204993	155407, 289934	1.09	1.01, 1.18
モデル5 fun(i) sight(t)	93231	75152, 119984	1.26	1.15, 1.37
モデル6 fun(i) sight(.)	145532	116092, 190206	1.07	0.99, 1.15
モデル7 fun(.) sight(t)	106868	84164, 140272	1.26	1.16, 1.38
モデル8 fun(.) sight(.)	181121	145754, 249840	1.09	1.00, 1.17

いずれのモデルにおいても密度指標の観測値の95%程度が、事後予測分布の95%信用区間内に収まっており、観測過程はいずれのモデル上でも表現できていると評価できた(表3-4)。糞塊密度の観測過程における市町ごとのばらつきを考慮しないモデル(モデル3、7)では観測誤差が大きく推定され、特に糞塊密度の高い市町での当てはまりが悪い傾向が見られた(図3-4b, d)。

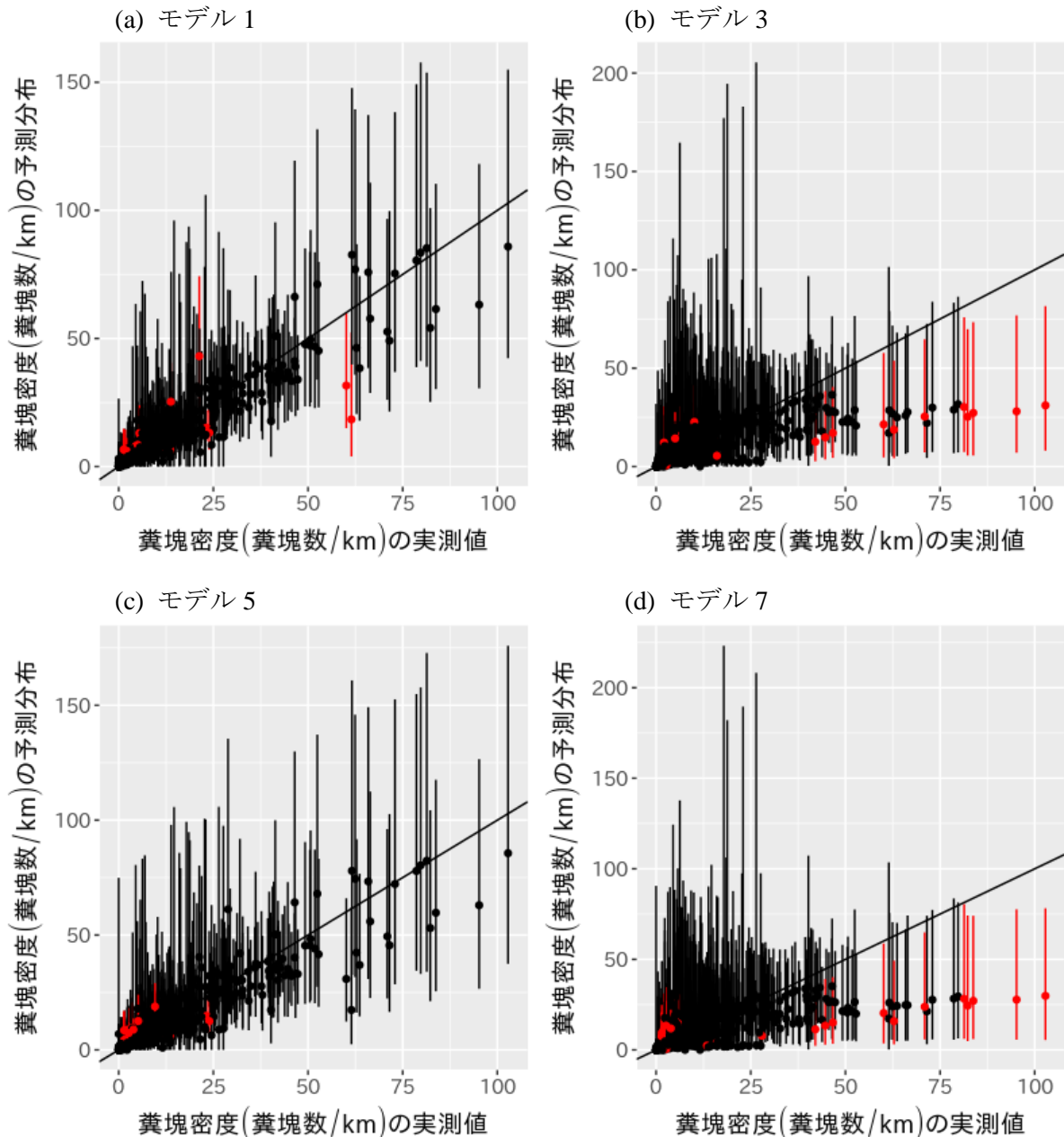


図3-12. 各モデルにおける糞塊密度の実測値と予測分布の関係。モデル1 [fun(i,t) sight(t)] (a)、モデル3 [fun(t) sight(t)] (b)、モデル5 [fun(i) sight(t)] (c)、モデル7 [fun(.) sight(t)] (d)の結果を示す。図中の点およびエラーバーはそれぞれ予測分布の中央値と95%信用区間を表す。実測値が予測分布の95%信用区間から外れたものについては赤色で示した。

SPUE の予測分布と実測値の関係をみると、データの様式や集計が統一化される前の 2006 年度以前でいくつか当てはまりの悪いデータが見られた (図 3-13a, c)。これは年度間での不確実性を考慮したモデル (モデル 1) でも大きな改善はなかった。

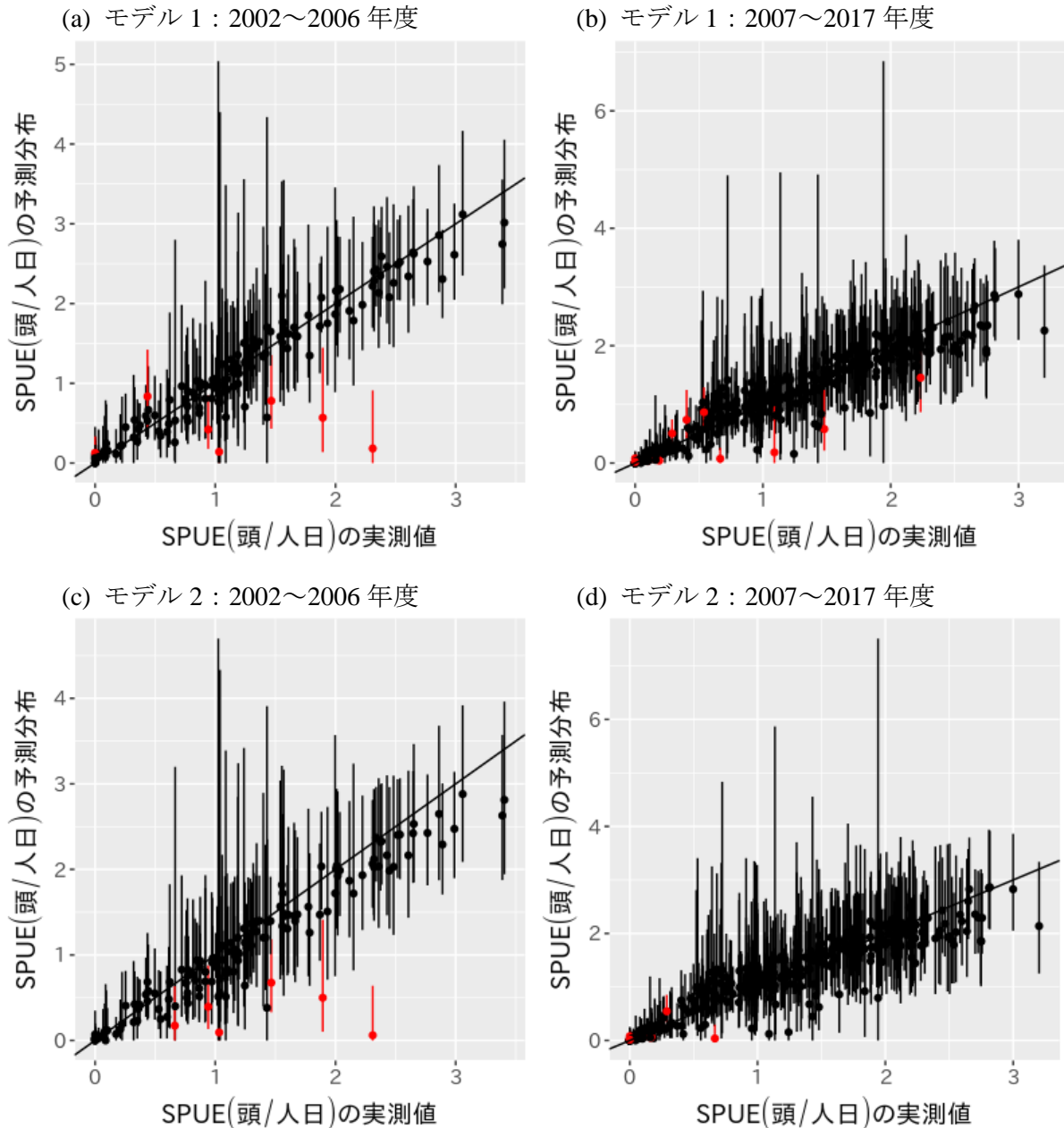


図 3-13. 各モデルにおける SPUE の実測値と予測分布の関係。モデル 1 [fun(i,t) sight(t)] の 2002 ~2006 年度 (a)、2007~2017 年度 (b)、モデル 2 [fun(i,t) sight(.)] の 2002~2006 年度 (c)、2007 ~2017 年度観測値 (d) に対する予測分布の結果を示す。図中の点およびエラーバーはそれぞれ予測分布の中央値と 95%信用区間を表す。実測値が予測分布の 95%信用区間から外れたものについては赤色で示した。

### 3-4. 考察

#### 兵庫県のシカの個体数動態

兵庫県全体のシカの個体数は 2010 年頃まで増加傾向であったのが、2010 年以降に横ばいから減少傾向へ転じていた (図 3-9)。兵庫県では 2010 年度に捕獲目標をそれまでの 1.5 倍にあたる 30,000 頭に引き上げ、大幅な捕獲強化を行った。その後も、年間 30,000~45,000 頭の水準で捕獲数を維持している (藤木・高木 2019; 井上・高木 2019)。本研究の推定結果は、一連のシカ管理政策が生息個体数の減少という形で効果があらわれたことを裏付けたと言えるだろう。国レベルでは 2013 年度に「シカ・イノシシの個体数を 10 年後 (2023 年度) までに半減 (2011 年度の個体数を基準)」という目標を掲げており (環境省・農林水産省 2013)、2018 年に公表された推定結果では 2014 年度まで増加傾向にあった個体数が、頭打ちに転じたと推定している (環境省 2018)。兵庫県では全国的な傾向を先行する形で、頭打ちとその後の減少傾向を示していると言える。

市町ごとの傾向を詳細に見ると、2010 年度の捕獲強化に対応して個体数の動態が大きく変化している。特に 2000 年代の分布の中心部 (井上・高木 2019; 朝来農林・光都農林管内が該当) にあたるいくつかの市町では、2010 年度以降明確な減少傾向を示しており (図 3-7b、3-8; type 3)、これらの市町では、十分に効果的な形で捕獲圧の上昇を達成できたと言える。また、捕獲強化後の 2010~2015 年にかけての変化 (図 3-7b) では明確な減少傾向は検出できなかったものの、直近の管理計画の期間 (2012~2017 年) での変化率 (図 3-6c) では減少傾向が見られた市町 (図 3-8; type 4) については、捕獲強化後も高い捕獲圧を維持し続け、場合によってはさらなる捕獲の強化を行ったことで、個体数の減少傾向につながったと評価できる。一方、2010 年以降増加傾向は見られなくなったが、直近の管理計画の期間 (2012~2017 年) になっても明確な減少傾向は見られない市町 (図 3-8; type 2) も存在する。これには、密度の増加に応じて徐々に捕獲の強化が行われた市町や、2010 年に捕獲の強化を行ったがその後捕獲圧の維持が不十分であったと考えられる市町が含まれる。それぞれの市町で何が課題となっているかは、捕獲努力量 (捕獲従事者数やわなの稼働状況) の傾向とあわせて、より詳細な分析が必要となるが、優先的に捕獲体制の見直しや強化を行う必要があるといえるだろう。最後に、2010 年以降も捕獲圧が不十分であり、単調増加傾向にある市町 (図 3-8; type 1) も見られた。これらの市町では、早期に抜本的な捕獲体制の見直しを図る必要があると言えるだろう。

#### 市町レベルの個体数動態推定モデルの有効性

今回新たに個体群動態モデルを開発することで、兵庫県内の市町レベルでの動態の推定が可能となるとともに、密度指標の観測過程に含まれる不確実性を評価することができた。兵庫県において過去に採用されていたモデル (松本ほか 2014a, b) と比べて、データの持つ情報量を有効に活用し、市町ごとの生息状況の違いを明らかにしたことで、より市町の状況に見あった個体数管理や対策につなげることができるだろう。シカの個体数推定はこれまで様々

な個体群を対象に行われており、日本国内では、都府県単位の推定を環境省（環境省 2015b）が行っているほか、北海道（Yamamura et al. 2008）、山梨県（Iijima et al. 2013）などで、本研究と同様に状態空間モデルを用いた Harvest-based estimation が行われている。推定の空間スケールは様々であるが、5 km メッシュ単位で推定を行った事例（Iijima et al. 2013; Iijima and Ueno 2016）では、分布域内の生息状況や個体群増加率の空間的異質性を明らかにしている。本研究でも、市町ごとに増加傾向や捕獲による減少傾向など、生息状況と捕獲実績に応じた様々な個体数動態のパターンが見られた。こうした時空間的な異質性は対策が進むにつれて今後大きくなることが予想され、空間スケール解像度の高い個体数推定手法の必要性はますます高くなるだろう。

解像度の高い個体数推定を行う上での必要条件として、解像度の高いデータセットを整備する必要がある。都道府県レベルで個体数推定に利用可能なデータは大きく分けると、市町村が収集する有害捕獲に関するデータ、県が収集する狩猟捕獲に関するデータ、モニタリング機関が収集する生息状況に関するデータがあげられる。兵庫県では、有害捕獲に関するデータについては市町スケールで行政を通じて収集されており、その他のデータについては森林動物研究センターが 5 km メッシュスケール（糞塊密度調査については詳細なラインデータが存在する）で整備している。本研究では有害捕獲データの解像度が市町スケールであったため、市町単位での推定を行ったが、より詳細な捕獲位置情報が収集、蓄積される仕組みが整備されれば、個体数推定の解像度も向上することが期待できる。逆に、事業ごとにデータが個別に管理されており合計の捕獲頭数しかわからないような状況や、不正確な按分値しか得られない状況では、高精度の生息密度指標のデータが得られたとしても、Harvest-based estimation による高解像度の動態推定は困難だろう。

### 密度指標の時間的・空間的指標性

本研究で密度指標として用いた 4 種類の指標は、いずれも市町レベルの生息密度の指標としては不確実性を伴うものと評価された。糞塊密度は既存研究において区画法による直接観察密度との相関関係が見られることから（濱崎ほか 2007）、様々な自治体において生息状況を把握する目的でモニタリング調査が行われている。しかしながら、本研究では市町レベルの生息密度指標としては観測誤差が大きく、特に市町間での空間的な密度の差異に対する指標性は高くなかった（図 3-11a）。生息密度との関係に大きな不確実性が含まれた原因として、糞塊密度の観測とモデルで仮定する動態との時空間スケールの不一致が考えられる。時間スケールに関して言うと、糞塊密度の観測は調査時の瞬間的な値であるため、年度単位の生息密度の増減よりも敏感に変動すると予想され、これは観測誤差の増大につながるだろう。例えば調査時期の直前に銃猟での捕獲が行われた場合や、糞の分解率や消失率を高める気象条件が揃った場合では糞塊の発見数は、その市町の年度を通じた生息密度からの期待値よりも低くなりやすいだろう。実際に大幅な値の低下が見られた 2017 年度には広域で発見率の低下が生じていた可能性が高く、生息密度と糞塊密度との間に 2002～2016 年と異なる関係性を仮定

したモデルでの当てはまりが高くなった。空間スケールの不一致については、今回のモデルが市町レベルでの生息密度を想定し、市町内での密度の空間的異質性を考慮できていないことによって生じる。糞塊調査位置が対象市町の平均的な生息密度よりも高い、あるいは低い地点に設定されている場合、市町レベルの生息密度からの期待値に比べ常に、過大あるいは過小な観測値が得られることになる。このバイアスは特に、分布拡大地域など観測ルートが少なく、かつ密度の異質性が大きい市町で問題となる。本研究では糞塊密度と生息密度との間に市町間での不確実性を考慮することで対応したが、これが考慮できていないモデルでは生息密度からの期待値に比べ過大な糞塊数が観測される傾向があった(図 3-12)。糞塊密度の観測ルートは、ある程度森林が連続した尾根沿いに設定されるため、行政界や鳥獣保護区など捕獲圧が低く、生息密度が相対的に高い地点に配置されたことで、糞塊密度が高くなる方向へのバイアスが生じた可能性がある。

SPUE に関しては、2006 年度までと 2007 年度以降で異なる関係性を仮定したが、それぞれの年代では密度との関係性が比較的明瞭に見られた(図 3-11b)。これは局所かつ短期間で測定される糞塊密度に比べ、SPUE が広範囲かつ数ヶ月にわたる観測の集計であるために、市町内の平均的な密度を反映しやすかったと考えられる。すなわち、本研究で仮定する時空間スケールに対して比較的適合した指標であったと言える。本研究では、積雪の影響を考慮して猟期前半の 11~12 月のデータに限定して推定に用いており、観測に関わる不確定要素を事前に排除した上で解析を行ったことも、観測誤差を小さくすることにつながったといえる。ただし、SPUE についても銃猟の行われている地点から偏ったデータが収集されることから、銃猟禁止区域が広く設定されている市町(神戸・阪神・播磨南部など瀬戸内海沿岸部の都市部に面する地域)については、糞塊密度と同様に市町ごとのバイアスを含んでいる可能性もある。

くくりわなおよび箱わなの CPUE は観測誤差が大きく、密度との関係性は強くなかった(図 3-11c, d)。特に箱わなの CPUE については、観測誤差が大きくその動態から、市町レベルでの個体数の増減を判断するのは難しいだろう。過去の研究で、箱わなの CPUE は SPUE に比べて、農業被害程度との関係性が強いことが示されており(高木ほか 2018)、市町レベルの広域密度よりは、集落周辺に出没する局所密度への指標性が強いのかもかもしれない。

本研究では、SPUE の指標性は比較的高かったが、糞塊密度の大小をそのまま市町レベルの生息密度指標として扱うのは注意を要するという結果になったが、これはあくまでも本研究で採用したモデルの仮定の中での結果である。市町レベルで見た場合に SPUE の変動が捕獲圧の変動と連動していたため、SPUE が生息密度を反映しているという推定が得られたが、対象とする時空間スケールや捕獲形態(銃猟が主な市町とわな猟が主な市町)が異なれば、違ったパターンになる可能性もある。特に糞塊密度の指標性に含まれる不確実性は、適切なスケールのモデルを構築することで説明できる部分があり、これは指標の問題というよりもモデルの解像度の問題と言えるだろう。



## モデルおよび推定値の妥当性

今回、糞塊密度と SPUE の観測における不確実性の考慮について、複数のモデルを比較したが、推定結果や観測データへの当てはまりにはモデル間で違いが見られた。県全体の生息個体数の推定結果についてみると、SPUE に関しての不確実性考慮の有無で大きく推定結果が異なり、最大で 2 倍近い差が生じた (表 3-5)。不確実性を考慮したモデルでは、見かけの増加率が 1.3 程度と高い値で推定された。兵庫県において 2003~2016 年に捕獲されたメス個体から年齢ごとの妊娠率を調べた研究では、2 歳以上の妊娠率は 75~100% と高かったが、1 歳では 15.6% と、シカの高密度化以前 (1980~1990 年代) の値に比べて低下していたことが報告されている (松金・横山 2018)。このことから、推定された見かけの増加率の高さが、妊娠率が高いことを反映しているとは考えにくい。見かけの増加率が高く推定された理由として他に考えられる要因に、移入による増加が挙げられる。兵庫県内でのシカの分布は、2000 年代に入ってから拡大傾向の地域があり (井上・高木 2019)、本州部では他府県とも分布が連続していることから、各市町に生息する集団は外部からの移出入がある開放系として解釈される。特に移入の影響が相対的に大きいと想定される分布辺縁部や県境付近では、繁殖による自然増加よりも高い個体群成長のパターンが見られる可能性がある。また、捕獲や密度指標の観測が集落周辺でしか行われていない場合、捕獲の及ばない領域からの市町内での移入も見かけ上の増加としてモデル内では扱われる。移入以外では、捕獲頭数の内訳に幼獣やオスの捕獲が含まれることも、見かけの増加率を高めたかもしれない。シカは一夫多妻型の繁殖様式をもっているため、次世代の加入数にはメスの繁殖個体数が重要となる。しかしモデルの上では、メス成獣の捕獲も繁殖齢に達していない幼獣やオスの捕獲も区別されずに扱われている。県全体の傾向でみると、捕獲が強化された 2010 年度以降で比較的高い増加率を示していることから、幼獣やオスへの捕獲圧の上昇が見かけの増加率の推定値に影響した可能性も考えられる。これらの効果を分離検証するには、捕獲の位置情報や個体情報を含んだ、質の高いデータの収集とそれに対応したモデルの構築が必要となる。そのため现阶段では、高い見かけの増加率については、あくまでも密度指標動態の傾向を示すパラメータの推定値であり、そのまま個体群の自然増加率を反映するパラメータとして解釈するのは注意が必要である。

SPUE の不確実性を考慮しないモデルでは、増加率はおおよそ 1.1 程度となり、繁殖による増加で説明できる程度の推定値となった。しかしながら生息密度は過去から高密度状態 (市町レベルで最大 100 頭/km<sup>2</sup>) が維持されていたという結果になり、現実をどれほど反映できているかは疑わしい。SPUE の観測値と期待値の関係性は、両モデルで大きな差がなく、高密度で中程度の成長率の個体群 (モデル 2) であっても、中程度の密度で高成長率の個体群 (モデル 1) であっても、SPUE の変動パターンを同程度に説明できてしまう。今回は、データ収集様式の変更に伴う不確実性の存在が事前に判断できたために、不確実性を考慮したモデル (モデル 1: フルモデルに相当) を当てはめ、結果として WAIC も低いモデルが構築できたが、データ収集様式に関する事前の情報がない条件では、単純に SPUE のパターンのみから、推定

結果やモデルの妥当性を判断するのは難しいかもしれない。また、2006年度以前のSPUEの観測値は、期待値からのずれが大きいデータが含まれ(図3-13a, c)、考慮できていない観測バイアスが存在している可能性がある。実際に2005年度のデータにおいて出猟努力量の集計に不備が確認された地域(淡路地域:解析から除いている)もあり、行政システムの中で収集されたデータについては、どのような様式で収集・整備されたのか注意する必要があるだろう。

今後モデルの検証および推定値の妥当性を検証する方法としては、データの分割によるクロスバリデーションや、独立なデータにより得られた推定値との比較が挙げられる。例えば、カメラトラップ法に基づく密度推定(Nakashima et al. 2018; Rowcliffe et al. 2008)や、区画法による密度推定などが挙げられる。ただし、これらの調査法は調査労力の関係から現実的には小スケールでしか行えないため、市町レベルより高解像度のスケールのモデルを構築し、結果を比較する必要があるだろう。

### 3-5. 結論

兵庫県では順応的管理の考え方のもと、科学的モニタリングに基づく個体数推定、予測に基づく捕獲目標設定、目標達成のための施策の実行を進めてきた。今回、既存データの再整備とモデルの大幅な見直しを経て、市町別の動態把握がある程度可能なモデルの構築を行った。その結果、市町ごとにみると個体数の減少トレンドという形で捕獲の効果を検証することができた。この結果は兵庫県のシカ管理政策の大きな一つの成果であると同時に、市町ごとの今後取り組むべき課題も明確になったといえる。

現状の推定値における課題としては、データとモデルの空間スケールの不一致に対して十分に対応できていない部分があげられる。今後もモデルの構造の見直しとデータ収集の両面から、特にデータが不足しがちな分布辺縁部での推定精度の改善を図る必要があるだろう。将来、捕獲事業が進むに連れて潜在的なデータの量は増えることが予想される一方で、事業の複雑化や作業量の増大によって、個体数推定や対策立案に必要なデータの収集が困難になる危険性もある。兵庫県のシカ個体群管理を今後も推進する上で、モニタリングの継続、個体数推定や現状分析のアップデート、施策へのフィードバックといった順応的管理の体制を維持することが重要である。

### 謝辞

本研究の一部は、科学研究費助成事業若手研究(B)「野生動物による生態系改変のEcological memoryの定量評価と応答予測」(課題番号:17K12843)および環境研究総合推進費「異質環境下におけるシカ・イノシシの個体数推定モデルと持続可能な管理システムの開発」(課題番号:4-1704)によって行われた。

## 引用文献

- Brooks SP, Gelman A (1998) General methods for monitoring convergence of iterative simulations. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 7: 434–455
- Denwood MJ (2016) runjags: An R Package Providing Interface Utilities, Model Templates, Parallel Computing Methods and Additional Distributions for MCMC Models in JAGS. *Journal of Statistical Software*, 71: 1–25
- 藤木大介, 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカの科学的モニタリングに基づく順応的管理の評価と展望. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 14–29
- 濱崎伸一郎, 岸本真弓, 坂田宏志 (2007) ニホンジカの個体数管理にむけた密度指標 (区画法, 糞塊密度および目撃効率) の評価. *哺乳類科学*, 47: 65–71
- 兵庫県 (2017) 第2期ニホンジカ管理計画. 兵庫県, 神戸
- 飯島勇人 (2017) シカの管理目標のあり方. (梶光一, 飯島勇人 編) 日本のシカ, 224–239. 東京大学出版会, 東京
- Iijima H, Nagaike T, Honda T (2013) Estimation of deer population dynamics using a Bayesian state-space model with multiple abundance indices. *The Journal of Wildlife Management*, 77: 1038–1047
- Iijima H, Ueno M (2016) Spatial heterogeneity in the carrying capacity of sika deer in Japan. *Journal of Mammalogy*, 97: 734–743
- 井上裕司, 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ管理政策の概要. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 1–13
- 伊藤健雄 (1986) 金華山におけるニホンジカの個体群変動. *哺乳類科学*, 26: 29–31
- Kaji K, Okada H, Yamanaka M, Matsuda H, Yabe T (2004) Irruption of a Colonizing Sika Deer Population. *The Journal of Wildlife Management*, 68: 889–899
- 環境省, 農林水産省 (2013) 「抜本的な鳥獣捕獲強化対策」  
<https://www.env.go.jp/nature/choju/effort/effort9.html>, 2019年1月22日確認
- 環境省 (2015a) 「特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン (ニホンジカ編・平成27年度)」  
<https://www.env.go.jp/nature/choju/plan/plan3-2e/index.html>, 2019年1月22日確認
- 環境省 (2015b) 「改正鳥獣法に基づく指定管理鳥獣捕獲等事業の推進に向けたニホンジカ及びイノシシの生息状況等緊急調査事業の結果について」  
<https://www.env.go.jp/press/100922.html>, 2019年1月22日確認
- 環境省 (2018) 「全国のニホンジカ及びイノシシの個体数推定等の結果について (平成30年度)」  
<https://www.env.go.jp/press/105959.html>, 2019年1月22日確認
- 環境省生物多様性センター「自然環境保全基礎調査植生調査第6回・第7回植生調査」

- [http://www.biodic.go.jp/kiso/fnd\\_f.html](http://www.biodic.go.jp/kiso/fnd_f.html), 2019年1月22日確認
- 岸本康誉, 藤木大介, 坂田宏志 (2012) 森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによるニホンジカの密度管理手法の提案. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 92–104
- 栗山武夫, 山端直人, 高木俊 (2018a) 兵庫県の野生動物の生息と被害の動向調査の概要. 「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 1–8
- 栗山武夫, 山端直人, 高木俊 (2018b) 兵庫県の野生動物の生息と被害の動向 (2006–2016年度). 「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 9–31
- Matsuda H, Uno H, Tamada K, Kaji K, Saitoh T, Hirakawa H, Kurumada T, Fujimoto T (2002) Harvest-based estimation of population size for sika deer on Hokkaido Island, Japan. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 1160–1171
- 松金 (辻) 知香, 横山真弓 (2018) 兵庫県における高密度下でのニホンジカの繁殖特性. *哺乳類科学*, 58: 13–21
- 松本崇, 岸本康誉, 太田海香, 坂田宏志 (2014a) ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測 (兵庫県本州部 2012年). 兵庫ワイルドライフレポート, 2: 12–36
- 松本崇, 岸本康誉, 太田海香, 坂田宏志 (2014b) ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測 (兵庫県淡路島 2012年). 兵庫ワイルドライフレポート, 2: 37–61
- Nakashima Y, Fukasawa K, Samejima H (2018) Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology*, 55: 735–744
- Plummer M (2003) JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling. *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003)*
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST, Carbone C (2008) Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228–1236
- 高木俊, 栗山武夫, 山端直人 (2018) 景観構造を考慮したシカ・イノシシの農業被害と密度指標の関係分析. 「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 10: 32–45
- Vehtari A, Gelman A, Gabry J (2017) Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. *Statistics and Computing*, 27: 1413–1432
- Watanabe S (2010) Asymptotic Equivalence of Bayes Cross Validation and Widely

Applicable Information Criterion in Singular Learning Theory. *Journal of Machine Learning Research*, 11: 3571–3594

Yamamura K, Matsuda H, Yokomizo H, Kaji K, Uno H, Tamada K, Kurumada T, Saitoh T, Hirakawa H (2008) Harvest-based Bayesian estimation of sika deer populations using state-space models. *Population Ecology*, 50: 131–144

## 第 4 章

### 兵庫県氷ノ山山系に生息するニホンジカの

### GPS 発信器による季節移動の解明

森光由樹<sup>1\*,2</sup>・藤木大介<sup>1,2</sup>・斎田栄里奈<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> 兵庫県森林動物研究センター

<sup>2</sup> 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

<sup>3</sup> 現所属：株式会社野生鳥獣対策連携センター

#### 要 点

- ・氷ノ山山系に生息している 6 頭のニホンジカに GPS 首輪を装着し行動を分析した。
- ・通年で行動が追跡できた 5 頭の移動距離は、平均 5.88 km(最小–最大: 1.7–17.7 km)であった。
- ・冬に低標高域に移動し春から秋は、元の行動圏に滞在するタイプ (I 型)、冬に低標高域に移動し、夏に高標高域に移動し秋から生息標高を下げるタイプ (II 型)、秋に中標高域に移動し、その他は低標高域に滞在するタイプ (III 型) に分類することができた
- ・冬季の低標高域への移動は、積雪深が 50~60 cm になると観察され、春季は雪融けが進み積雪深が 60 cm 以下になると低標高域から標高の高い場所へ移動した。
- ・越冬のため低標高域に移動するシカを集中的に捕獲することにより、効率的に捕獲できる可能性が考えられた。

**Keywords:** 季節移動、行動追跡、GPS 発信器、ニホンジカ、氷ノ山山系

#### Analysis of seasonal migratory behavior patterns among GPS-collared sika deer (*Cervus nippon*) on Mt. Hyonoson, Hyogo Prefecture, Japan

Yoshiki Morimitsu<sup>1\*,2</sup>, Daisuke Fujiki<sup>1,2</sup>, and Erina Saita<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

<sup>3</sup> Present affiliation: Wildlife Research & Consulting Services Ltd.

Abstract: Seasonal migratory behavior patterns of sika deer (*Cervus nippon*) on Mt. Hyonoson in Hyogo Prefecture, Japan, were examined by fitting six individual deer with GPS collars. Five deer exhibited seasonal movements, covering an average distance of

5.88 km (1.7–17.7 km). When winter snow accumulation reached a depth of 50–60 cm, all individuals moved to a valley area at lower altitude of 300–500 m. Subsequently, when the snow thawed to a depth of less than 60 cm in the spring, the deer migrated from their wintering grounds to higher altitudes. By conducting intensive hunting during the overwintering period, the deer population on Mt. Hyonoson could be controlled. This information on the migratory behavior patterns of sika deer will assist the development of future wildlife management programs.

Keywords: GPS tracking collar, Mt. Hyonoson, seasonal migratory behavior, sika deer

## 4-1. はじめに

兵庫県と鳥取県の県境に位置する氷ノ山（標高 1,510 m）は、兵庫県内で最も多く原生的自然植生が残存している地域である。しかし、2000 年ごろからニホンジカ（*Cervus nippon*、以下シカ）が侵入しはじめ、下層植生の衰退と絶滅危惧植物への食害が深刻化している（藤木 2012）。山系の自然植生を保全するためには、食害被害の実態とともにシカの行動圏を把握したうえで、適切な対策を講ずる必要がある。そのためには、シカの移動状況を把握することは重要である。シカは季節移動をすることが知られており、北海道東部（Sakuragi et al. 2004）、岩手県五葉山（Takatsuki et al. 2000）、栃木県日光（丸山 1981）、神奈川県丹沢（三浦 1974）、長野県南アルプス（泉山ほか 2009; 瀧井 2013）など、各地域で報告されている。野生動物の行動圏調査は V H F 発信器を用いて行われていたが（シカの場合例えば、泉山・望月 2008; Sakuragi et al. 2004; Takatsuki et al. 2000）、調査員が電波を受信するために数時間かけて車で移動し、動物の位置を 1 点定位する方法は時間と労力がかかった。また山間部では、電波の反射による影響により測位精度が低いケースもあり問題点もあった。現在では、シカを含めて野生動物の行動の研究では、長時間連続で位置データを取得することが可能な GPS (Global Positioning System、全地球測位システム) を用いたものが主流になりつつある (Moen et al. 1996)。シカにおいても、すでに多くの報告がある（例えば、伊吾田ほか 2002; 石塚ほか 2007; 瀧井 2013）。そこで、本研究では氷ノ山山系に生息しているシカに GPS 発信器を装着し移動状況について分析したので報告する。

## 4-2. 方法

### GPS 発信器の装着

2007 年 10 月および 2008 年 7 月～9 月に氷ノ山林道（北緯 35° 35' 52"、東経 134° 54' 02"、鵜縄集落林道と交差する付近）において、6 頭のシカを学術研究捕獲により麻酔銃を用いて捕獲した（表 4-1, 図 4-1）。塩酸キシラジン 200 mg（セラクター、バイエル社）と塩酸ケタミン（ケタラール、三共エール）200 mg との混合液を不動化薬とし（森光 2016）、エアース麻酔銃（Telinject 4V、TELINJECT 社）を使用し不動化した。不動化後、体重測定と外部計測、

採血を行った。年齢は歯の萌出により判定した（八谷・大泰司 1994）。GPS 発信器（Global Positioning System tracking collar、LOTEK 社、4400S・3300S）を首に装着し放獣した。放獣前に、不活化状態から覚醒させるために、塩酸キシラジンの拮抗剤である塩酸アチパメゾール（アンチセダン、明治製菓）の筋肉内注射を行った。2007 年、2008 年とも GPS による測位のスケジュールは、捕獲し GPS 発信器装着日～12 月 10 日までは、2 時間毎、12 月 11 日以降は 4 時間毎に測位するように設定した。捕獲から放獣までの作業に際しては、日本哺乳類学会のガイドライン（日本哺乳類学会 種名・標本検討委員会 2001）に従い動物福祉に配慮した。

### データ収集と移動の解析

GPS 発信器は、遠隔操作で脱落させた後に回収し LOTEK 社製付属のソフトを用いて位置データを取得した。位置データは、3D データ（GPS 衛星を 4 つ以上捕捉して得られた精度の高い位置データ）のみを使用し、ディファレンシャル補正を行った。それぞれの個体が利用している標高についても、同様に 3D データを使用した。季節の分類は、利用標高に大きな変化が認められた時期をもとに季節を 4 分類（春夏秋冬）した。位置データは、GIS ソフト（ArcGIS; Esri Japan）に入力し、解析および作図を行った。

行動圏解析は、固定カーネル（Worton 1995）を用いて、秋および冬のコアエリア（50%行動圏）を算出し面積および集落環境との位置関係を比較した。ただし、秋の間に長距離移動を示した個体（M3）は、コアエリアの定義が困難なため、解析から除外し、5 頭（個体 No. M1、M2、M4、F1、F2）を解析対象とした。通年で行動が追跡できた 5 頭（個体 No. M1、M2、M3、M4、F1）については、季節ごとの標高利用を分析した。氷ノ山山系稜線付近の標高 1000 m 以上を高標高域、標高 500～1000 m を中標高域、人居住地域、耕作地が認められる標高 300～500 m を低標高域と定めた。積雪については、兵庫県県土整備部、道路保全課が観測した積雪深データ（養父市大久保、北緯 35° 37' 12"、東経 134° 53' 34"、標高 500 m 地点）を使用し（兵庫県県土整備部土木局道路保全課「道路の積雪情報」2007、2008 年データ [http://road.civil.pref.hyogo.lg.jp/RoadLan/InternetGeneral/Common/RoadLan\\_Top.aspx](http://road.civil.pref.hyogo.lg.jp/RoadLan/InternetGeneral/Common/RoadLan_Top.aspx)）、季節ごとの標高利用と積雪の関係性を比較した。集落環境は、自然環境保全基礎調査第 6・7 回の植生調査データをもとに整備された 1/2.5 万植生図（環境省生物多様性センター <http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-006.html>）における大区分のうち耕作地、市街地等に属するものとした。



### 4-3. 結果

2007年オス3頭、2008年オス1頭、メス2頭を捕獲しGPS首輪を装着した(表4-1)。図4-1に捕獲場所を示した。その後、GPS首輪を脱落させ回収しデータを取得した。すべての位置データのうち高精度の3Dデータの割合は、18.4~70.8%(平均44.7%±21.2SD)であった(表4-1)。

表4-1. 捕獲した個体の性、年齢、捕獲日と3Dデータの測位成功率。

個体No	性別	年齢	捕獲日	データ取得最終日 (脱落日)	測位数	3D測位数	3D測位率 (%)
M1	オス	3<	2007-10-11	2009-09-01	1134	803	70.8
M2	オス	1	2007-10-12	2008-03-13	2772	1385	50.0
M3	オス	3<	2007-10-12	2008-10-10	5607	3570	63.7
M4	オス	3<	2008-11-13	2009-07-01	1883	347	18.4
F1	メス	3<	2008-07-30	2009-08-20	2872	654	22.8
F2	メス	3<	2008-09-24	2009-03-13	1382	592	42.8

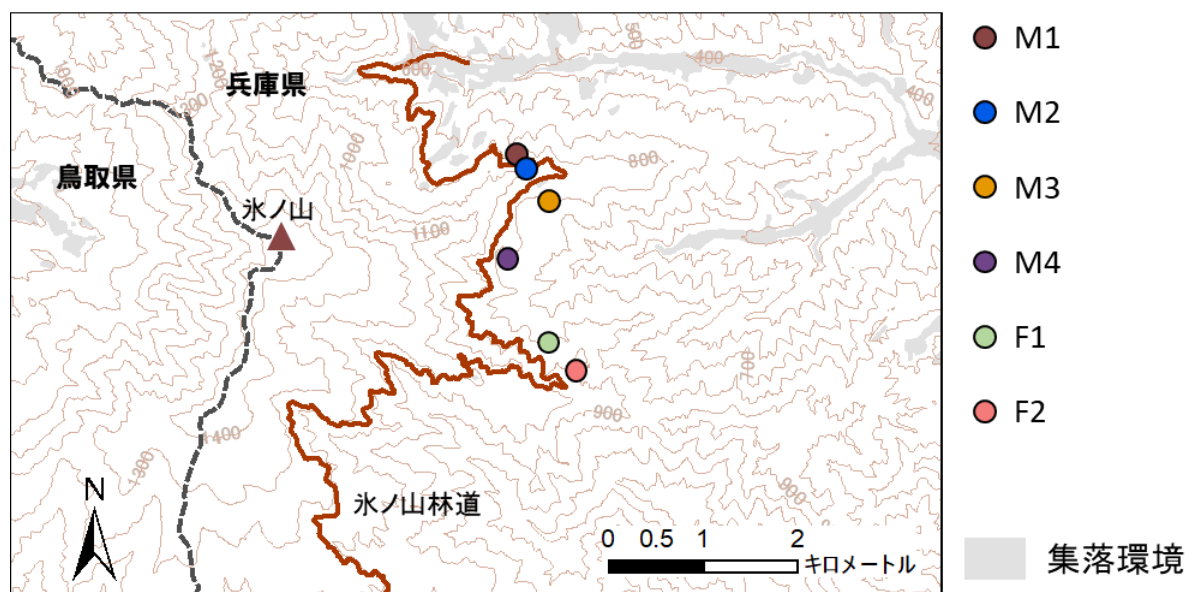


図4-1. 各個体の捕獲場所。

放獣後、すべての個体は捕獲地点(標高800~1,000m、図4-1)周辺を利用していた。行動圏解析を行った5頭の、秋と冬のコアエリア(50%行動圏)の面積および集落環境との位置関係を示した(表4-2, 図4-2)。5頭のコアエリアの平均値は、秋 $0.103 \text{ km}^2 \pm 0.048 \text{ SD}$ 、冬 $0.367 \text{ km}^2 \pm 0.515 \text{ SD}$ であった。

表 4-2. コアエリア (50%行動圏) の面積 (km<sup>2</sup>)。

個体	秋	冬
M1	0.104	0.019
M2	0.135	0.182
M4	0.157	1.27
F1	0.033	0.282
F2	0.084	0.08
平均	0.103	0.367
標準偏差	0.048	0.515

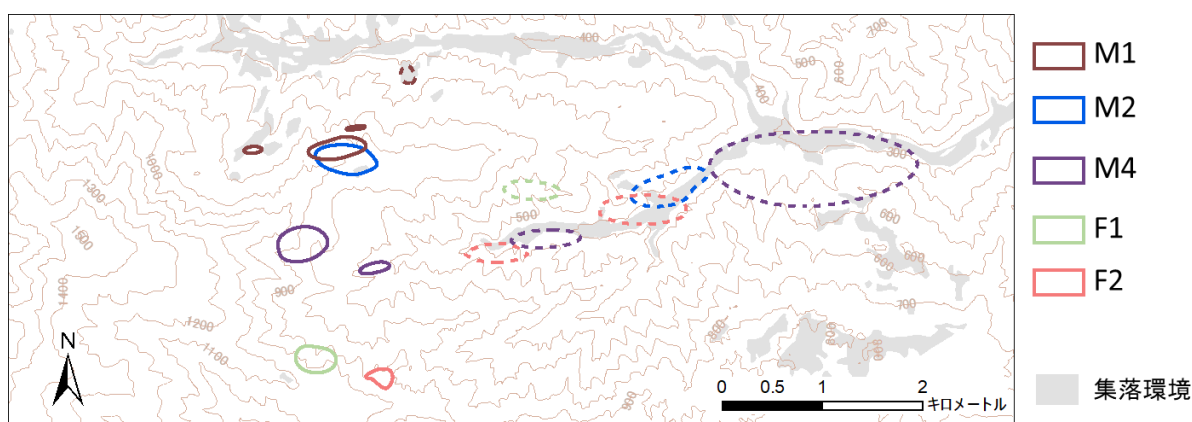


図 4-2. 秋 (実線) と冬 (破線) のコアエリア (50%行動圏)。

季節ごとの標高利用は個体により異なった。冬季に観測地点の積雪深が 50~60 cm になると、4 頭 (個体 No. M1、M2、M4、F1) は標高を 300~580 m まで下げ谷域内の集落環境へ移動した (図 4-3a, b)。積雪深が 60 cm 以下になると、2 頭 (個体 No. M4、F1) は再び元の行動圏である中標高域 (標高 500~1000 m) へ移動した (図 4-3a; 移動型 I)。その他 2 頭 (個体 No. M1、M2) は、春に中標高域へ移動し、その後、夏には高標高域 (氷ノ山山系稜線付近、標高 1000~1300 m) へ移動し、再び秋になると中標高域へ戻った (図 4-3b; 移動型 II)。成獣オス 1 頭 (個体 No. M3) は、交尾期 (9 月下旬~11 月上旬) が終了すると、鳥取県八頭町落岩の低標高域へ移動した (図 4-3c; 移動型 III)。移動距離は、捕獲場所から直線距離で 17.7 km であった。その後、この個体は翌年 9 月に再び、捕獲地点付近へ移動した。通年で行動が追跡できた 5 頭において、捕獲した地点から越冬地まで最長直線距離を計測すると移動距離の平均は、5.88 km (最小-最大: 1.7-17.7 km) であった。

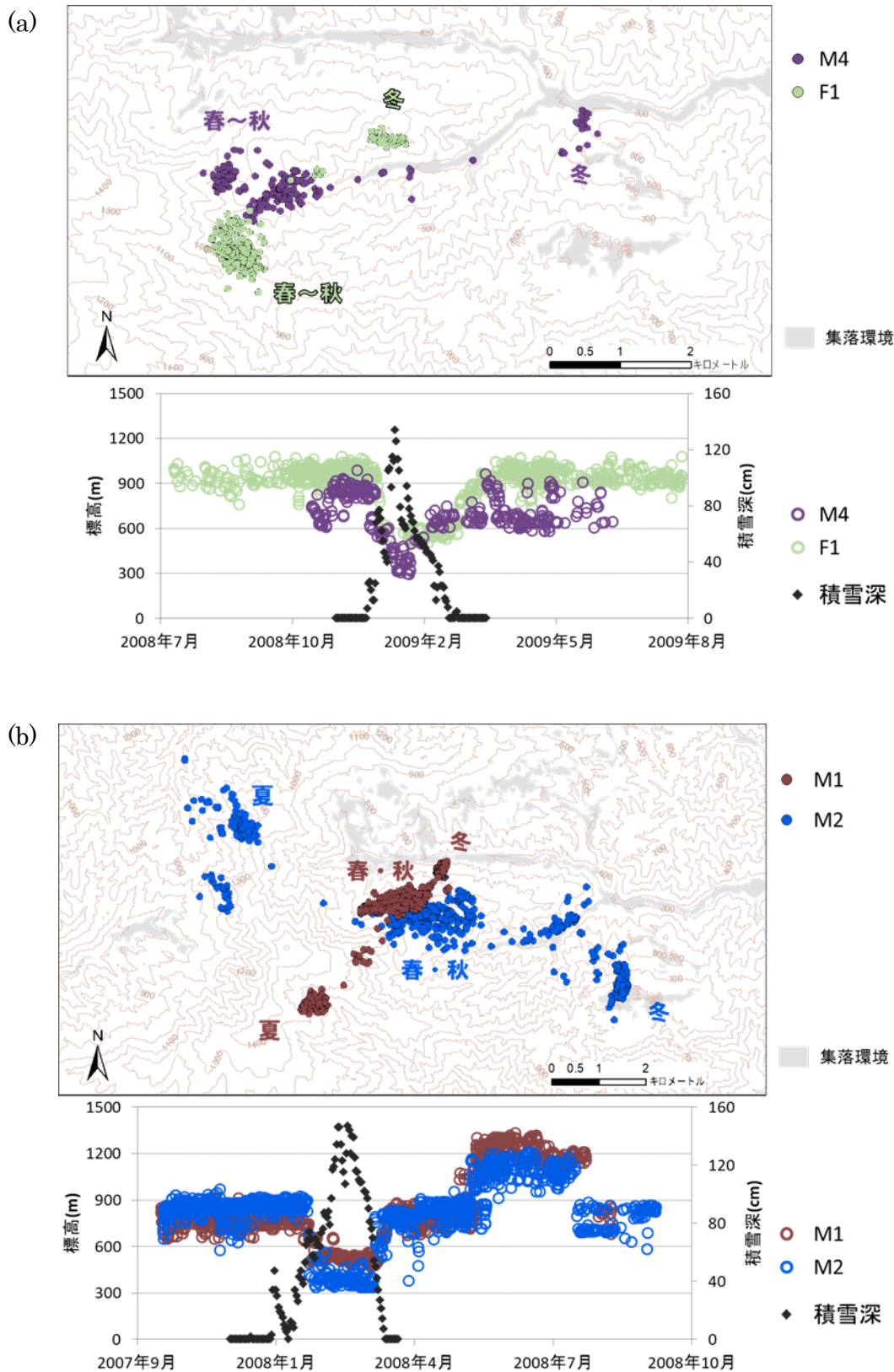


図 4-3. 氷ノ山に生息しているシカの移動型と利用標高の変化。(a) 移動型 I (冬に越冬地へ移動し、春に中標高地へ戻る)。(b) 移動型 II (冬に越冬地へ移動し、春に中標高地周辺に戻り、夏高標高地へ移動し秋に再び中標高地へ移動する)。

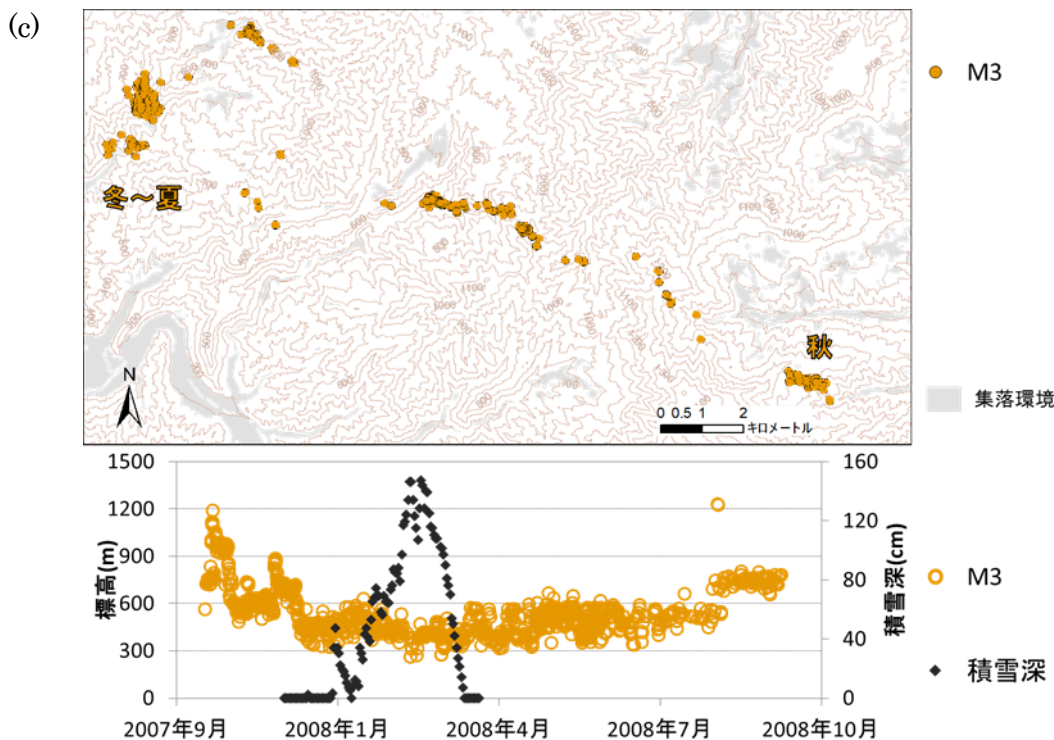


図 4-3 (続き). 氷ノ山に生息しているシカの移動型と利用標高の変化。(c) 移動型Ⅲ (秋に中標高地へ移動する)。

#### 4-4. 考察

本研究で行動分析した 6 頭のシカはすべて、季節移動が認められた。シカは積雪地域において数～数 10 km 季節移動することが多くの研究で報告されている (例えば Igota et al. 2004; 丸山 1981; Uno and Kaji 2000)。冬季になると標高の高いところから低い地域へ移動する移動型 (例えば Igota et al. 2004; 丸山 1981; Takatsuki et al. 2000) と、季節移動しない定住型 (例えば永田 2005; Reviewed in Yabe and Takatsuki 2009) に分けられている。また定住個体と季節移動個体の両方が存在する混合型も報告されている (例えば Igota et al. 2004; 丸山 1981; Takatsuki et al. 2000; Uno and Kaji 2000)。氷ノ山山系に生息するシカは、先行研究の分類に当てはめると、移動型であると考えられた。本研究の分析で、夏から秋にかけて捕獲した場所 (中標高域) から冬にかけて移動した越冬地 (低標高地域) までの平均移動距離は 5.88 km (最小-最大: 1.7-17.7 km) であった。これは、先行研究で示されている長野県霧ヶ峰の移動距離の平均値 9.9 km (瀧井 2013) と比較すると短かった。ただし、直線距離で 17.7 km と長距離移動する個体 (個体 No. M3) も観察された。長距離の季節移動が報告されている北海道 (例えば Igota et al. 2004) と比べて、本州に生息するシカの季節移動距離は急峻な山岳地形や低標高地域における生息地の分断による影響で比較的短いと考えられている (Reviewed in Yabe and Takatsuki 2009)。氷ノ山に生息しているシカも地理的な影響を受けている可能性があるが、詳細を分析することはできなかった。

氷ノ山山系に生息しているシカの移動は、冬に低標高域に移動し春から秋は、元の行動圏に滞在するタイプ（Ⅰ型）、冬に低標高域に移動し、春、中標高域へ戻り夏に高標高域に移動し秋から生息標高を下げるタイプ（Ⅱ型）、秋に中標高域に移動し、その他は低標高域に滞在するタイプ（Ⅲ型）に分類することができた（図 4-3）。同一個体を複数年で追跡していないため、個体ごとに毎年、同様の行動を示すのかは不明である。冬季と春季の移動は積雪との関係性が示唆された。氷ノ山は例年 3 m 以上の積雪がある。観測地点の積雪深が 50～60 cm になると、4 頭は低標高域へ移動した（図 4-3a, b）。春になり雪融けが進み積雪深が 60 cm 以下になると、4 頭は標高の高い場所へ移動した（図 4-3a, b）。先行研究においてシカの秋から初冬にかけての季節移動の要因は積雪であるという報告は多い（Igota et al. 2004; 丸山 1981; Takatsuki et al. 2000; Takii et al. 2012）。今回は積雪以外の移動要因として考えられる落葉・展葉のフェノロジーについて、詳細なデータ分析は行わなかった。今後は、フェノロジーと積雪を併せてより詳細に分析していく必要がある。

1 頭の成獣オス（個体 No. M3）は、交尾期（9 月下旬～11 月上旬）が終了すると、低標高域である鳥取県八頭町へ移動した（図 4-3c）。この個体の行動において注目すべき点は、翌年 9 月に再び捕獲場所である氷ノ山の中標高域へ、移動したことである。捕獲した場所は、ライトセンサス調査で交尾期に複数のメスの観察例が多い場所である（藤木 未発表）ことから、交尾期にメスの多い地域へ移動してきた可能性が考えられる。しかし観察数は 1 例のため、このようなオスの移動が複数の個体であるのか不明である。今後、データを増やしてさらに分析を進めていく必要がある。

氷ノ山に生息するシカの越冬地は山麓集落周辺の森林であった。氷ノ山は多くの登山者が訪れる国立公園であり鳥獣保護区、銃猟禁止地域がある。現在、調査地周辺において指定管理鳥獣捕獲等事業による捕獲も進められているが、入山者の多い春から夏はシカの捕獲が困難な場所が多い。冬季に山麓集落周辺の森林で越冬するシカを集中的に捕獲することにより、氷ノ山に生息するシカを効率的に捕獲できる可能性が考えられた。

## 謝辞

兵庫県森林動物研究センター元協力研究員の岸本康誉氏（現所属、株式会社野生動物保護管理事務所）から解析方法について、ご助言をいただきました。お礼申し上げます。

## 引用文献

藤木大介（2012）氷ノ山山系におけるニホンジカの動向と森林下層植生の衰退、希少植物の食害状況。「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」、兵庫ワイルドライフモノグラフ, 4: 48–68

八谷昇, 大泰司紀之（1994）骨格標本作成法. 北海道大学図書刊行会, 札幌

H

- 兵庫県県土整備部土木局道路保全課 「道路の積雪情報」 [http://road.civil.pref.hyogo.lg.jp/RoadLan/InternetGeneral/Common/RoadLan\\_Top.aspx](http://road.civil.pref.hyogo.lg.jp/RoadLan/InternetGeneral/Common/RoadLan_Top.aspx), 2018年12月25日確認
- 伊吾田宏正, 早稲田宏一, 櫻木まゆみ, 宇野裕之, 梶光一, 金子正美, 赤松里香, 前川光司 (2002) GPS 首輪の評価とエゾシカへの適用. 哺乳類科学, 42: 113–121
- Igota H, Sakuragi M, Uno H, Kaji K, Kaneko M, Akamatsu R, Maekawa K (2004) Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido. Ecological Research, 19: 169–178
- 石塚譲, 川井裕史, 大谷新太郎, 石井亘, 山本隆彦, 八丈幸太郎, 片山敦司, 松下美郎 (2007) 季節, 時刻および植生が大阪のニホンジカ (*Cervus nippon*) の行動圏に及ぼす影響. 哺乳類科学, 47: 1–9
- 泉山茂之, 望月敬史 (2008) 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の季節的環境利用. 信州大学農学部 AFC 報告, 6: 25–32
- 泉山茂之, 望月敬史, 瀧井暁子 (2009) 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の GPS テレメトリーによる行動追跡. 信州大学農学部 AFC 報告, 7: 63–71
- 環境省生物多様性センター 「自然環境保全基礎調査植生調査第6回・第7回植生調査」 [http://www.biodic.go.jp/kiso/fnd\\_f.html](http://www.biodic.go.jp/kiso/fnd_f.html), 2019年1月22日確認
- 丸山直樹 (1981) ニホンジカの季節的移動と集合様式に関する研究. 東京農工大学農学部学術報告, 23: 1–85
- 三浦慎吾 (1974) 丹沢山塊檜洞丸におけるシカ個体群の生息域の季節的变化. 哺乳動物学雑誌, 6: 51–62
- Moen R, Pastor J, Cohen Y, Schwartz CC (1996) Effects of moose movement and habitat use on GPS collar performance. The Journal of Wildlife Management, 60: 659–668
- 森光由樹 (2016) 捕獲と標識技術. (羽山伸一, 三浦慎吾, 梶光一, 鈴木正嗣 編) 増補版野生動物管理—理論と技術—, 193–217. 文永堂出版, 東京
- 永田幸志 (2005) 丹沢山地札掛地区におけるニホンジカの行動圏特性. 哺乳類科学, 45: 25–33
- 日本哺乳類学会 種名・標本検討委員会 (2001) 哺乳類標本の取り扱いに関するガイドライン. 哺乳類科学, 41: 215–233
- Sakuragi M, Igota H, Uno H, Kaji K, Kaneko M, Akamatsu R, Maekawa K (2004) Female sika deer fidelity to migration route and seasonal ranges in eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study, 29: 113–118
- Takatsuki S, Suzuki K, Higashi H (2000) Seasonal elevational movements of sika deer on Mt.Goyo, northern Japan. Mammal Study, 25: 107–114
- 瀧井暁子 (2013) 中部山岳地域におけるニホンジカの季節移動に関する研究. 信州大学大学院総合工学系研究科博士論文

- Takii A, Izumiyama S, Taguchi M (2012) Partial migration and effects of climate on migratory movements of sika deer in Kirigamine Highland, central Japan. *Mammal Study*, 37: 331–340
- Uno H, Kaji K (2000) Seasonal movements of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Mammal Study*, 25: 49–57
- Worton BJ (1995) Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *Journal of Wildlife Management*, 59: 794–800
- Yabe T, Takatsuki S (2009) Migratory and sedentary behavior patterns of sika deer in Honshu and Kyushu, Japan. In: McCullough DR, Takatsuki S, Kaji K (eds), *Sika deer*, 273–283. Springer, Tokyo

## 第 5 章

# 兵庫県神戸市において確認された ニホンジカの生息状況と捕獲対策の効果について

横山 真弓<sup>1\*2</sup>・沼田 寛生<sup>1</sup>

<sup>1</sup>兵庫県森林動物研究センター

<sup>2</sup>兵庫県立大学自然・環境科学研究所

### 要 点

- ・ニホンジカが生息していなかった神戸市北区の国営明石海峡公園神戸地区において、2013年にニホンジカの見撃情報が寄せられたため、詳細な生息状況調査を行った。
- ・2013年度のカメラトラップ調査により、オス・メスを含むのべ512頭数が撮影され、オスの角の形状から21個体以上のオスが生息することが予測された。
- ・痕跡調査から、国営公園と森林が連続した南部、道路で隔てられた北部において、リョウブの樹皮剥ぎと糞が多数確認され、定着していると判断された。
- ・国営公園と高速道路で隔てられた南部のエリアでは、痕跡はなく、定着はしていないと判断された。
- ・国営公園内の試験捕獲によって、2014～18年度までに74頭のニホンジカが捕獲された。国営公園の周辺地域では、2012年からの有害捕獲により76頭、狩猟で10頭が捕獲され、合計で160頭捕獲された。
- ・糞塊密度調査では、2013年は21.3糞塊/kmであったが、2018年には5.3糞塊/kmと減少し、捕獲の効果があり、低密度化が達成できた。
- ・ニホンジカの生息数の低密度化と交通事故などのリスクを低減させるため、引き続き捕獲努力を行うことが求められる。

**Keywords:** 痕跡調査、自動撮影カメラ、学術研究捕獲、糞塊密度、国営公園

### Habitat status of sika deer in Kobe and the effect of culling efforts in Hyogo Prefecture, Japan

Mayumi Yokoyama<sup>1\*2</sup> and Hiroo Numata<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

**Abstract:** This study examined the population status of sika deer in Akashi Kaikyo



National Government Park, Kobe, Japan. This area is not a natural habitat for sika deer; however, sightings have been reported. Abundant tree bark peeling on Japanese Clethra was observed along with fecal pellets in and around the park, confirming the presence of sika deer in these areas. However, no such traces were found in southern areas outside of the highway, suggesting that these areas have yet to be inhabited. A test culling was conducted in the park from 2014 to 2018, during which 74 deer were captured for academic research. Meanwhile, outside of the park, a nuisance control program was implemented by the government of Kobe, resulting in the capture of 76 deer from 2012 to 2018. Ten deer were also hunted independently during the same period. As a result, a total of 160 deer were captured from 2012 to 2018. A fecal pellet density survey was also conducted, revealing a decrease from 21.3 fecal pellets/km in 2013 to 5.3 fecal pellets/km in 2018. These findings suggest that culling efforts are necessary even when the capture efficiency drops due to low population density.

Keywords: academic research capture, camera trap survey, fecal pellet density, National Government Park, trace survey

## 5-1. はじめに

兵庫県におけるニホンジカ (*Cervus nippon* 以下、シカ) は、1980 年代後半より個体数の増加と分布域の拡大が著しく、農林業被害が深刻化した (横山・坂田 2007)。捕獲強化対策が進められ、兵庫県全体の推定生息個体数は 2010 年をピークに現在では減少傾向にある (兵庫県 2017; 井上・高木 2019)。しかし、分布域は現在でも拡大傾向にあり、分布域の周辺部では個体数の急激な増加が認められている (高木 2019)。シカの分布域の南部に当たる三田市、宝塚市、西宮市と神戸市の市境界付近に当たる神戸市北区道場地域 (以下、道場地域、図 5-1) では、1978 年ごろにすでに生息情報が得られていた (藤木ほか 2007; 兵庫県林務課 1996)。一方、さらに南部に位置する神戸市の六甲山系では、シカの生息情報は得られていなかった (兵庫県林務課 1996; 井上・高木 2019; 三谷 2000)。

2012 年に六甲山系西側に隣接する神戸市北区山田町藍那小河地域 (以下、藍那地域) においてシカの有害鳥獣捕獲があった。藍那地域は、先に挙げた道場地域と異なる山系であり、直線距離で約 20 km 離れている (図 5-1)。2013 年には、国営明石海峡公園神戸地区 (以下、国営公園) や「しあわせの村」において、シカの見撃情報が森林動物研究センターに寄せられた。藍那地域はシカの生息調査が行われてこなかったことから、実態は不明であった。シカは年 16~20% の増加率で増えるとされており (梶 2015)、捕獲などの対策が実施されない場合、4 年間で個体数が 2 倍以上になる。高密度化すると嗜好性の高い植物種を食べつくす (梶 2015) ことから、森林植生への影響が危惧された。加えて、高速道路や幹線道路が多い地域であるため、交通事故の危険性や周辺農地への被害なども危惧された。藍那地域に生息

するシカを適切に管理できなければ、隣接する六甲山系へ侵入する可能性も懸念されたため、早急な対策が求められた。

以上を踏まえ本研究では、シカの新たな分布地域の生息状況を把握し、シカの侵入あるいは定着が確認された場合に必要となる対策を検討するため、以下の調査を実施した。1) 国営公園内のシカの生息状況を把握するためのカメラトラップ調査と糞塊密度調査 (2013 年度)、2) 国営公園とその周辺部の生息状況を明らかにするための痕跡調査 (2015 年度)、3) 捕獲試験 (2014 年度～2018 年度)、4) 国営公園内での捕獲実施後の生息状況の変化を把握するための糞塊密度調査 (2018 年度)、痕跡調査 (2016 年度、2018 年度) である。

## 5-2. 調査地

国営公園は、藍那地域 (34° 72' N, 135° 10' E) に位置し、神戸市西区、須磨区と隣接している (図 5-1)。国営公園の面積は約 230 ha であるが、2016 年 5 月に一部地域 (約 41 ha) のみが開園している (図 5-2)。未開園エリアの多くは公園としては未整備であるため、耕作放棄地や広葉樹林の森林である。国営公園の北側に藍那集落と小河集落がある。道路や鉄道により北側の山系とは連続していない。南側には国営公園と連続した広葉樹林 (民有林) がある。周囲には高速道路や幹線道路、住宅地がある。

植生は、国営公園内外ともほぼ同じ種構成であり、主に高木層にコナラ (*Quercus serrata*)、アベマキ (*Quercus variabilis*)、アラカシ (*Quercus glauca*) などが優占し、亜高木層にはソヨゴ (*Ilex pedunculosa*)、リョウブ (*Clethra barbinervis*)、ヤマモモ (*Morella rubra*) などが優占する広葉樹林帯である。

国営公園は、都市公園法に基づく都市公園と位置づけられているため、原則動植物の採取は禁止されている。そのため、野生動物による被害が発生しても神戸市の有害鳥獣捕獲は行われておらず、捕獲体制はなかった。国営公園の周辺地域では、神戸市による有害鳥獣捕獲が実施されている。

## 5-3. 調査方法

2013 年度から 2018 年度までの調査主体、調査実施者および調査内容を表 5-1 にまとめた。国営公園とその周辺地域では、調査主体は異なるが、関係機関と調整しながら調査を立案し、兵庫県立大学および森林動物研究センターが実施した。

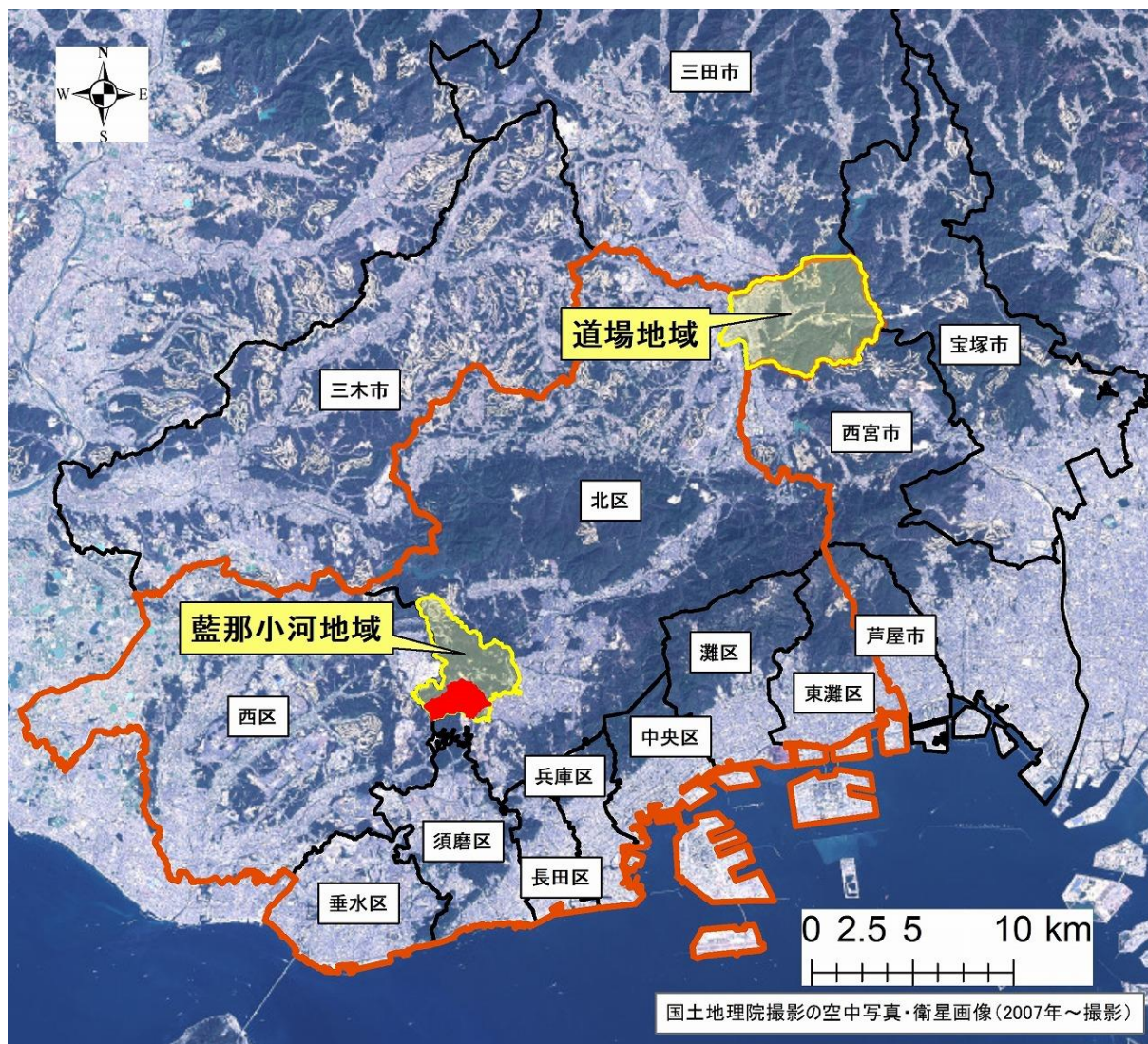


図 5-1. 神戸市（橙色ライン）の9区と国営明石海峡公園神戸地区（赤色）、藍那小河地域および道場地域（黄色）の位置。

### カメラトラップ調査

国営公園内のシカの生息状況を把握するため、生息情報の多かった8か所を選定し、各地点に1台、計8台の自動撮影カメラ（STC-PRHD1; STEALTH CAM 社）を設置した（図 5-2）。設置期間は、2013年10月～11月から2014年12月31日までである（表 5-2）。自動撮影カメラでの記録はすべて動画とし、1回の撮影時間を5分間に設定し、設置期間中は常時稼働させた。また、データの回収は毎月2回行った。撮影された動画は1回の撮影ごとに日付、動物の登場・退場時刻、シカとその他哺乳類・鳥類の種名、および撮影された動物種ごとの最大頭数を記録した。

シカについては角の有無により、「角あり」、「角なし」、「不明」で3区分した。撮影のべ頭数と群れサイズ（1回あたりの最大頭数）を判定した。また、生息数のおおよその目安を推定するため、オスの角の形状から個体識別を試みた。個体識別には、2013年度（2013年10月

～2014年3月)に設置した8台の動画のデータを用いた。シカの角は、1歳以上のオスで認められ、4～5月から袋角が伸び始め、8～9月までに成長が完了し骨化する。1歳では、枝分かれのない棒状の角(1尖)または先端部に小さな突起を持つフォーク状の角(2尖)を持つ。2歳以上になるとその8割以上で枝角数8本(3又4尖)となることが知られている(鈴木1994)。そのほか枝角は2又3尖の場合や、左右非対称になることもある。4歳以上では、角長や角幅は2、3歳より大きい傾向にある(鈴木1994)など個体ごとに枝角の特徴が異なるため、個体識別が可能となる場合がある。異なるカメラで撮影されていても、相違点が判定できないものについては除外した。

表 5-1. 2013年度から2018年度までの調査主体、調査実施者および調査内容。

年度	調査主体	調査実施者	事業名	主な調査内容			
				カメラ	糞塊密度	痕跡	捕獲
2013	研究センター*	研究センター	ストップ・ザ・獣害事業ニホンジカの分布拡大状況の把握	○	○		
2014	国営公園事務所**	兵庫県立大学	獣害対策	○			○
	兵庫県立大学	兵庫県立大学	科学研究費補助金				
2015	国営公園事務所	兵庫県立大学	獣害対策	○			○
	研究センター	研究センター	六甲山系調査事業	○		○	
	神戸市産業振興局	兵庫県立大学	神戸市須磨区・北区・西区におけるシカおよびイノシシの生息分布状況調査			○	
2016	国営公園事務所	兵庫県立大学	獣害対策	○			○
	神戸市産業振興局	兵庫県立大学	神戸市須磨区・北区・西区におけるシカおよびイノシシの生息分布状況調査			○	
2017	国営公園事務所	兵庫県立大学	獣害対策	○			○
2018	国営公園事務所	兵庫県立大学	獣害対策	○	○	○	○

\*兵庫県森林動物研究センター、\*\*明石海峡公園神戸地区事務所

表 5-2. 自動撮影カメラの設置日と終了日、カメラの稼働日数。

地点名	設置日	撮影終了日	2014年3月までの稼働日数	終了日までの稼働日数
あ-1	2013/10/10	2014/12/31	172	447
あ-2	2013/10/10	2014/12/31	172	447
あ-3	2013/10/23	2014/12/31	159	434
あ-4	2013/10/23	2014/12/31	144*	419*
い-1	2013/10/10	2014/12/31	172	447
い-2	2013/10/10	2014/12/31	166*	441*
う-1	2013/11/21	2014/12/31	130	405
う-2	2013/11/21	2014/12/31	130	405

\*不具合が生じた日を除いた日数

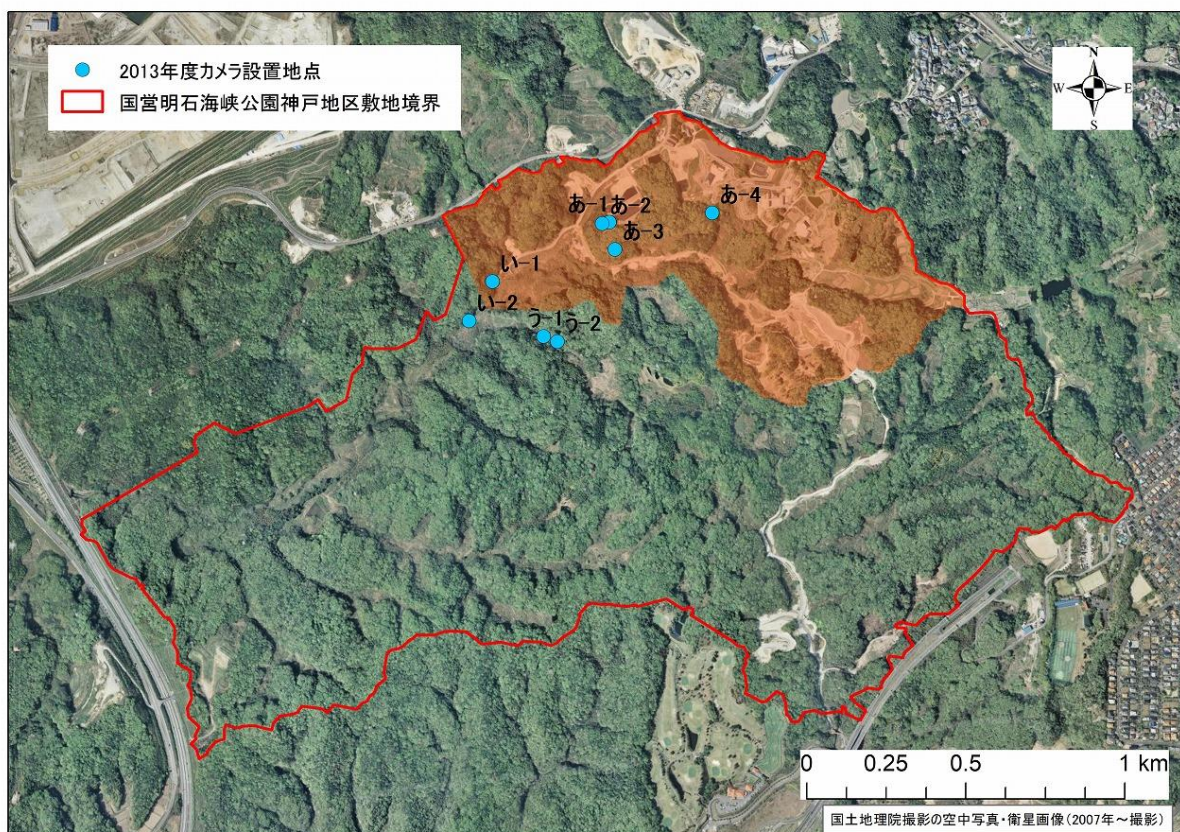


図 5-2. 国営明石海峡公園神戸地区（赤線内）と主な開園エリア（橙色）およびカメラ設置地点。

### 痕跡調査

シカの広域的な生息状況を把握するため、国営公園内で3回、国営公園周辺部で1回の痕跡調査を実施した。1回目は、2015年度（2015年12月～2016年1月）に国営公園内とその周辺部で痕跡調査（リョウブの樹皮剥ぎと糞の確認）を実施した。踏査ルートは尾根上とした（国営公園内 23.60 km、国営公園周辺部 49.47 km、全 73.07 km、図 5-3）。糞の確認については、2015年度は、1粒でも糞が発見された場合に記録した。リョウブの樹皮剥ぎは主に5～6月を中心に発生する。嗜好性が高いため、低密度状態においてシカの侵入状況の確認に適した痕跡と考えられた。2015年度はシカによる剥皮が確認された場合は、新旧の区別なく記録した。

国営公園周辺部については、8つのエリアに分けて調査を実施した（図 5-4）。国営公園の南側をエリア1～5とした。エリア1は、国営公園南側から連続する山域で、西に神戸淡路鳴門自動車道、南に県道22号線、東に阪神高速7号北神戸線に囲まれている地域。エリア2は、エリア1の南側に位置し、北に阪神高速7号北神戸線、西に阪神高速31号神戸山手線、東は「しあわせの村」に面している地域。エリア3は、エリア1の南側に位置し、北西に阪神高速7号北神戸線、東に阪神高速31号神戸山手線に面している地域。エリア4は、エリア1の南西に位置し、西に神戸市布施畑環境センター、東に県道22号線に面している地域。エリ

ア 5 は、国営公園およびエリア 1 の西側に位置し、北西に西神戸ゴルフ場、南西に神戸市布施畑環境センター、東側は神戸淡路鳴門自動車道に面している地域である。また、国営公園の北側の集落を含むエリアは 3 つに分けた。なお、北西に位置する「キーナの森」(神戸市) では別途調査や対策が検討されていたことから、本調査は実施していない。



図 5-3. 2015 年度痕跡調査ルート。

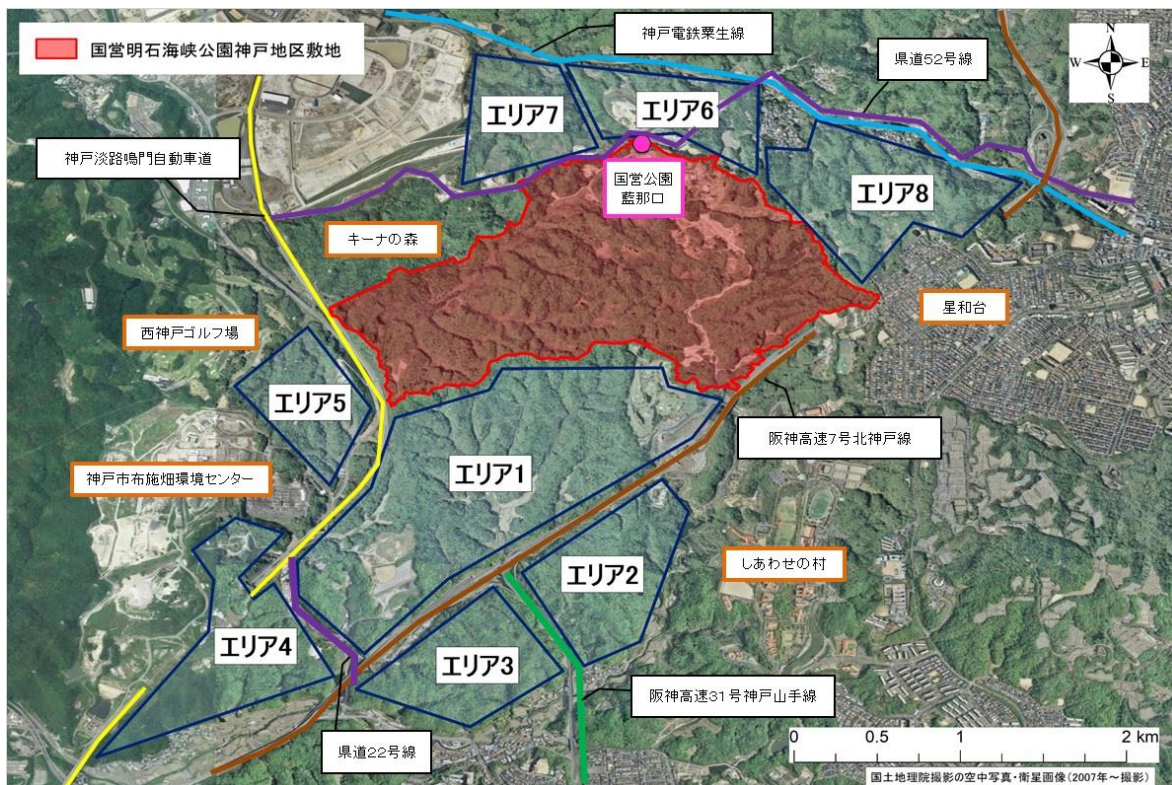


図 5-4. 国営明石海峡公園神戸地区 (赤色) とその周辺地域のエリア分け。

2回目は、2016年6月に(26.3 km、図 5-5)、3回目は2018年6月(26.6 km、図 5-6)に国営公園内のみで実施した。リュウブの樹皮剥ぎについては、黄色い形成層が目立つ新しいものだけを地図上に記録した。糞は、10粒以上の糞塊を1として、発見位置を記録した。2016年は国営公園が開園する時期と重なったため、開園エリアの多くの場所で調査を実施することができなかった。



図 5-5. 2016年6月の痕跡調査ルート。



図 5-6. 2018年6月の痕跡調査ルート。

### 糞塊密度調査

密度指標を得るため、2013年11月と2018年11月に糞塊密度調査を実施した。この調査では、おおよそ5kmの尾根上を踏査し、踏査者の両側それぞれ1m範囲内にある10粒以上の糞の塊（以下、糞塊）をカウントするものである。兵庫県では、シカの密度指標として用いられている（濱崎ほか 2007; 高木 2019）。2013年は、国営公園は開園していなかったが、整備工事が進められていたため、5kmを確保することができなかった（3.66km、図5-7）。2018年には、2013年の踏査ルートを含めて8.26kmを踏査した（図5-8）。

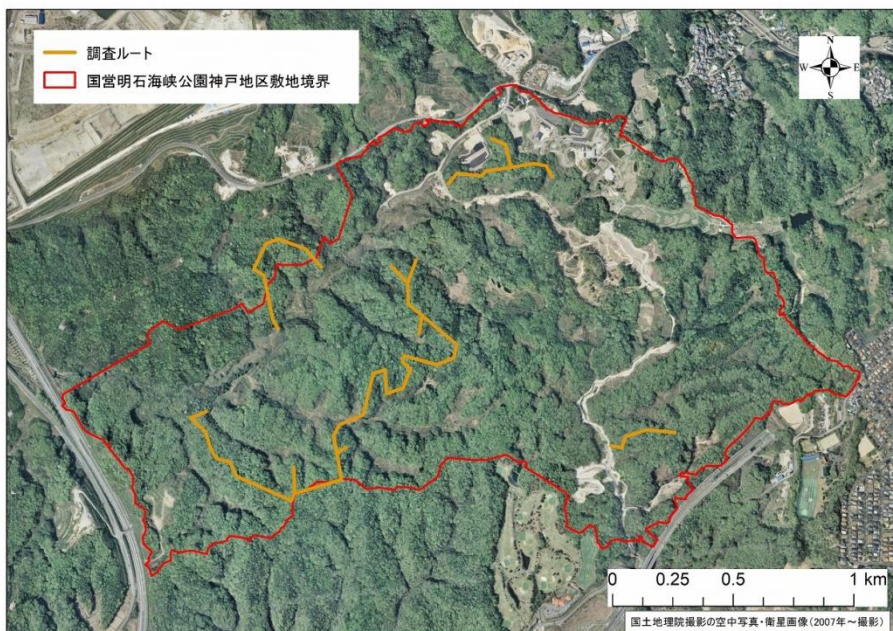


図 5-7. 2013 年 11 月シカ糞塊密度調査ルート。



図 5-8. 2018 年 11 月シカ糞塊密度調査ルート。



## 捕獲試験

2013年度のカメラトラップ調査の結果によって、国営公園内に相当数のシカが生息している可能性が示唆され、2014年以降個体数の増加が予想された。また、神戸市が実施する有害鳥獣捕獲活動は行われてこなかったことから、捕獲に適した場所や罠の種類、誘引方法、捕獲時期などの手法に関する情報がなかった。捕獲の必要性と捕獲方法について、国営公園事務所と協議し、2014年度から捕獲を試みるとともに、適切な捕獲手法の検討を行うため、学術研究捕獲を兵庫県に申請し（許可番号：自第19号・自第46号・鳥第23号・鳥第13号・鳥第18号）、2014年10月から2018年12月まで捕獲を実施した。銃猟禁止区域であるため、大型囲い罠（サークルD、W 7 m × L 8 m × H 2 m、竹森鉄工所）、足くくり罠（OM-30：オリモ製作販売（株））（以上、法定猟具）、当時試験的手法であった誘引式首用くくり罠（静岡県農林技術研究所 2016）の3種の手法を用いた。2014年度は、開園エリアを中心に囲い罠による群れ捕獲を試みた。誘引餌に米ヌカを使用するとイノシシ（*Sus scrofa*）が誘引され、シカの誘引が難しくなったため、ヘイキューブで誘引を行った。2015年度は囲い罠と足くくり罠、2016年度から2018年12月までは囲い罠と足くくり罠、誘引式首用くくり罠を用いた。足くくり罠は国営公園内全域で、誘引式首用くくり罠は主に未開園エリアで実施した。捕獲された個体は、簡易電気殺処分器を用いて安楽殺を行い、体サイズの計測および頭骨、下顎骨の採取を行った後、埋設を行った。年齢は下顎骨の歯の萌出・交換から0歳、1歳、2歳、3歳以上を査定し（八谷・大泰司 1994）、2歳以上を成獣とした。

## 5-4. 結果

### 2013年～2014年時点でのカメラトラップ調査によるシカの生息状況

#### (1) シカを含めた哺乳類相の撮影のべ頭数

2013年10～11月から2014年3月31日までの間、全8台の自動撮影カメラの稼働日数は合計で1,245日であった。それぞれの稼働日を表5-2に示した。

「あ-4」は、稼働期間中にバッテリーが外れる不具合が生じ、2013年12月27日～2014年1月10日の15日間、撮影できていなかった（稼働率90.6%）。さらに「い-2」の稼働期間中にもバッテリーが外れる不具合が生じ、2013年3月25日から3月31日の6日間、撮影できていなかった（稼働率96.5%）。その他の撮影地点で稼働率は100%であった。

撮影・種同定された哺乳類はシカ、イノシシ、キツネ（*Vulpes vulpes*）、タヌキ（*Nyctereutes procyonoides*）、アナグマ（*Meles anakuma*）、ノウサギ（*Lepus brachyurus*）、アライグマ（*Procyon lotor*）、イヌ、ネコの9種類であった（表5-3）。種を同定することができなかった哺乳類は、イタチ類、ネズミ類、コウモリ類ならびに画質により判別が困難であった哺乳類（不明とした）であった。鳥類はコジュケイ、ヤマドリ、キジが撮影された。

すべての撮影地点における哺乳類の撮影のべ頭数は合計で2,242頭であった。種同定できた哺乳類のうち撮影のべ頭数が多い順に、イノシシ1,537頭（68.55%）、シカ512頭（22.84%）、

タヌキ 48頭 (2.14%)、キツネ 39頭 (1.74%)、アライグマ 19頭 (0.85%)、アナグマ 6頭 (0.27%)、ネコ 5頭 (0.22%)、イヌ 3頭 (0.13%)、ノウサギ 4頭 (0.18%) であった。不明哺乳類は、のべ 62頭 (2.77%) であった。すべての撮影地点でシカとイノシシが撮影された。撮影・種同定された哺乳類が最も多かった地点は、「い-2」で 8種類であった。哺乳類の撮影のべ頭数が多かった地点は、「い-2」(666頭)、「あ-4」(465頭)、「あ-2」(425頭)であった。「あ-2」では、シカがのべ 228頭と最も多く撮影された。

表 5-3. 国営明石海峡公園神戸地区内で 2013 年 10～11 月から 2014 年 3 月までに撮影された哺乳類と撮影のべ頭数。

種名	あ-1	あ-2	あ-3	あ-4	い-1	い-2	う-1	う-2	合計
ニホンジカ <i>Cervus nippon</i>	34	228	47	84	3	56	29	31	512
イノシシ <i>Sus scrofa</i>	203	193	63	376	54	506	80	62	1537
キツネ <i>Vulpes vulpes</i>		1	1	1		36			39
タヌキ <i>Nyctereutes procyonoides</i>		1	1	3	1	42			48
アナグマ <i>Meles anakuma</i>						6			6
ノウサギ <i>Lepus brachyurus</i>		1						3	4
アライグマ <i>Procyon lotor</i>		1			3	14	1		19
イヌ						2		1	3
ネコ				1		4			5
小計	237	425	112	465	61	666	110	97	2173
イタチ類				1					1
ネズミ類					1				1
コウモリ類				2	1		2		5
不明	11	8	4	22	2	5	7	3	62
合計	248	433	116	490	65	671	119	100	2242

## (2) シカの「角あり」「角なし」別撮影のべ頭数

2013 年 10 月～2014 年 12 月までに撮影されたシカについて、「角あり」「角なし」別に図 5-9 に示した。「不明」は除外した。

撮影のべ頭数は、「角あり」が 328 頭、「角なし」が 743 頭であった。撮影のべ頭数には季節性が認められ、「角あり」「角なし」ともに秋に多く撮影される傾向にあった。2013 年 11 月は「角なし」の撮影のべ頭数は他の時期に比べ多く 165 頭であった。

1 回の撮影当たりの群れ頭数を図 5-10 に示した。「角あり」「角なし」とも 1 頭が最も多く、「角なし」は、最大 6 頭、「角あり」は最大 4 頭であった。撮影された「角なし」の群れの例を図 5-12 に示した。

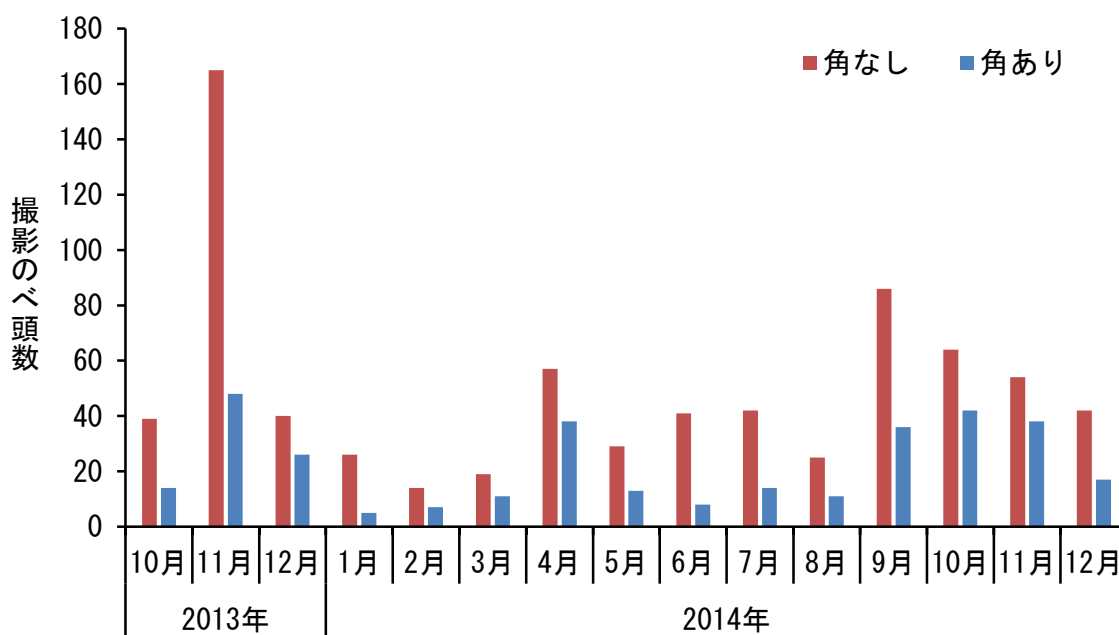


図 5-9. カメラトラップ調査 (2013 年 10 月～2014 年 12 月) におけるニホンジカの撮影のべ頭数。

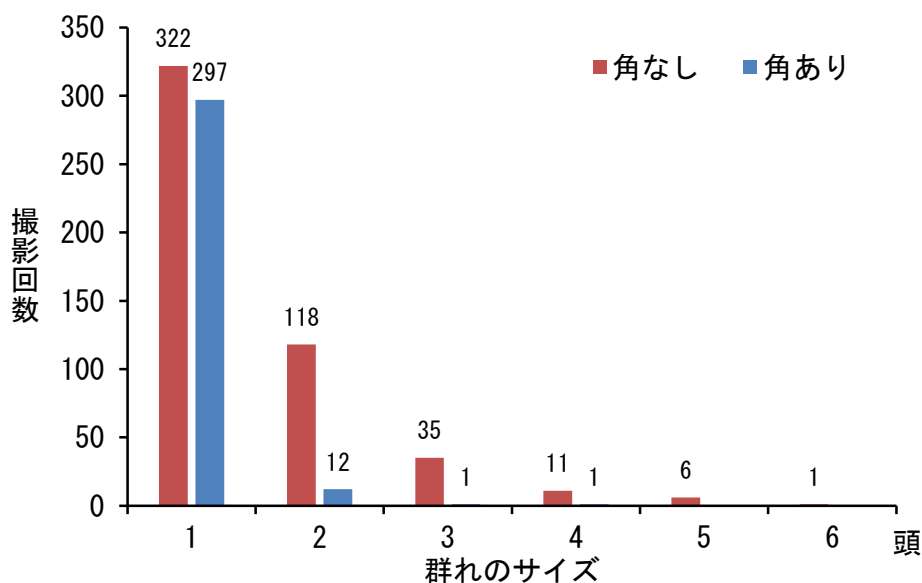


図 5-10. カメラトラップ調査 (2013 年 10 月～2014 年 12 月) におけるニホンジカの群れサイズの撮影回数。

### (3) 個体識別されたオスの頭数

2013 年度に撮影され、角の形状によって個体識別ができたオスの数を図 5-11 (1)～(7) に示す。角の形状によって、21 頭が識別された。1 尖が 8 頭、1 又 2 尖が 2 頭、2 又 3 尖が 4 頭、3 又 4 尖が 7 頭、合計 21 頭が確認された。類似した形状の個体については除いた。



図 5-11 (1). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの 1 尖のオス (5 頭)



図 5-11 (2). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの1尖のオス (3頭)



図 5-11 (3). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの2尖のオス (2頭)



図 5-11 (4). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの3尖のオス (4頭)

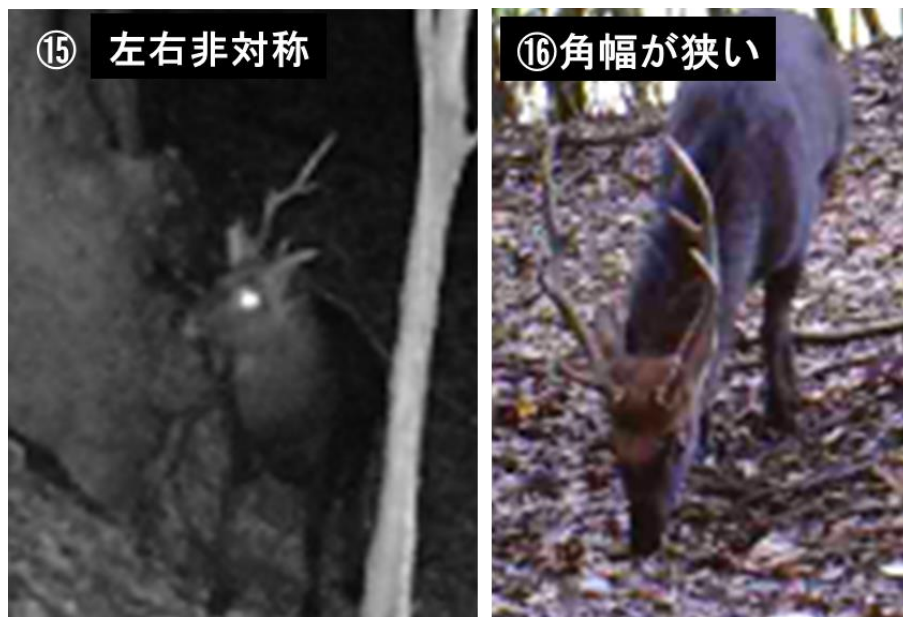


図 5-11 (5). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの4尖のオス (2頭)



⑰体サイズに対して、角長・角幅・太さともに最大の個体



⑱角長が長く左右対称

⑲角幅が広く、右2尖目が短い



図 5-11 (6). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの4頭のオス(3頭)



図 5-11 (7). カメラトラップ調査により撮影され個体識別されたニホンジカの4頭のオス(2頭)





図 5-12. 2013 年度に撮影されたニホンジカの「角なし」の群れの例。

### 2015 年度の国営公園内外の痕跡調査結果

国営公園内とその周辺部南のエリア 1 および北側のエリア 6、7、8 において、リョウブの樹皮剥ぎおよびシカの糞が発見された (図 5-13)。高速道路や県道をまたいだエリア 2 から 5 には、シカの痕跡は発見されなかった。

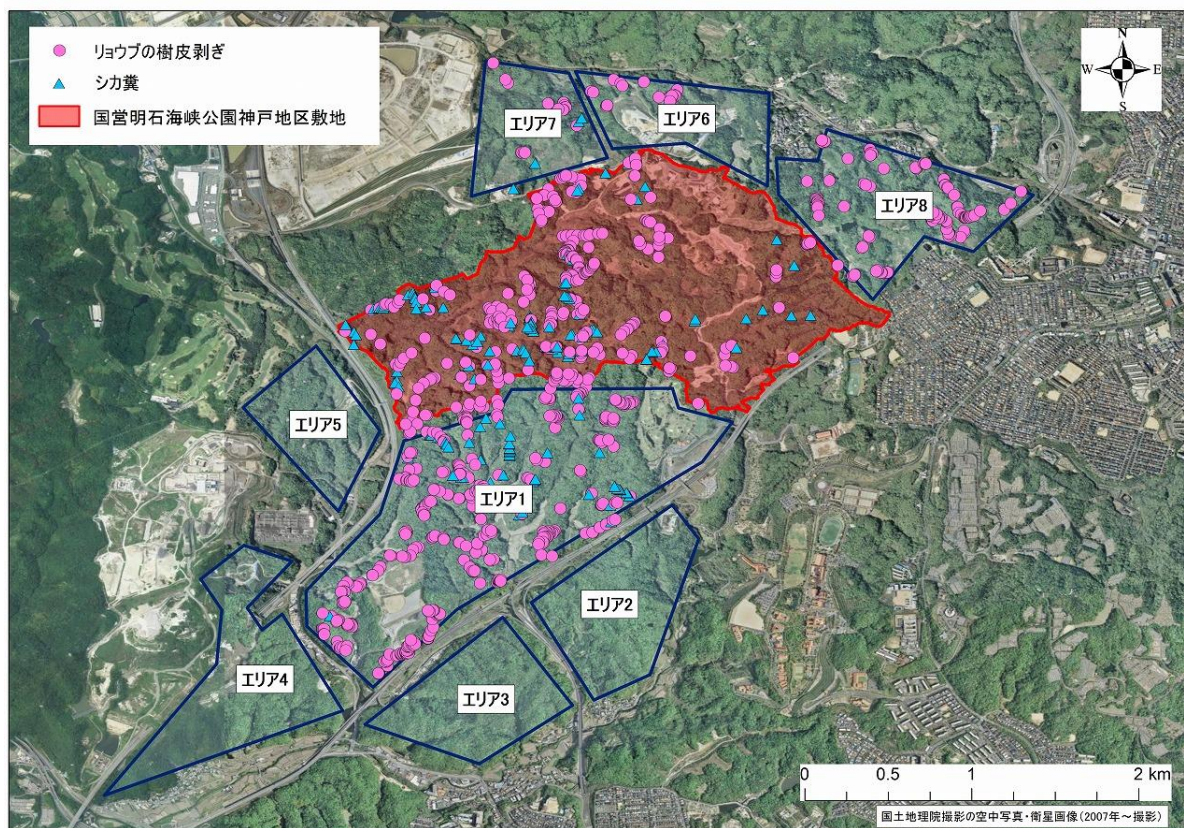


図 5-13. 2015年度のニホンジカの痕跡分布図。リョウブの樹皮剥ぎは、新旧すべて、糞は1粒以上のものを記録した。

### 2016 年度及び 2018 年度のシカの痕跡調査の比較

新しい痕跡として判断できる糞とリョウブの樹皮剥ぎについて、2016 年と 2018 年に実施した踏査結果を図 5-14、5-15、表 5-4 に示した。その結果、両年とも踏査した全域で糞またはリョウブの樹皮剥ぎが発見された。糞の発見数は 2016 年から 2018 年にかけて 1 km あたり 3.76 から 0.9 へ減少していた。しかし、リョウブの新しい樹皮剥ぎは、2018 年が多かった。この間、国営公園内で捕獲されたシカは 41 頭であった。

表 5-4. 2016 年度と 2018 年度 6 月のニホンジカの痕跡数の比較。

		2016 年度	2018 年度
調査距離		26.3 km	26.6 km
リョウブ樹皮剥ぎ	発見本数	61	150
(当年発生のもの)	発見率 (数/km)	2.32	5.64
シカ糞塊	発見数	99	24
(10 粒以上)	発見率 (数/km)	3.76	0.9

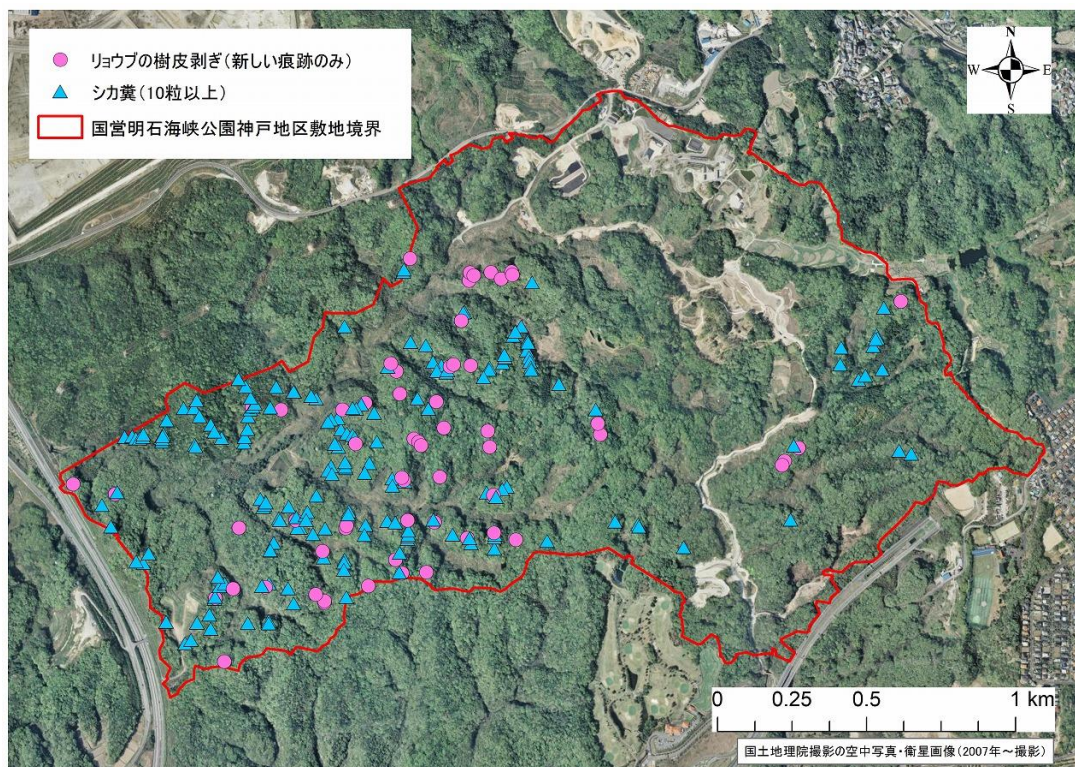


図 5-14. 2016年度ニホンジカの痕跡分布図。リョウブの樹皮剥ぎは、新しいもののみ、糞は10粒以上のものを記録した。

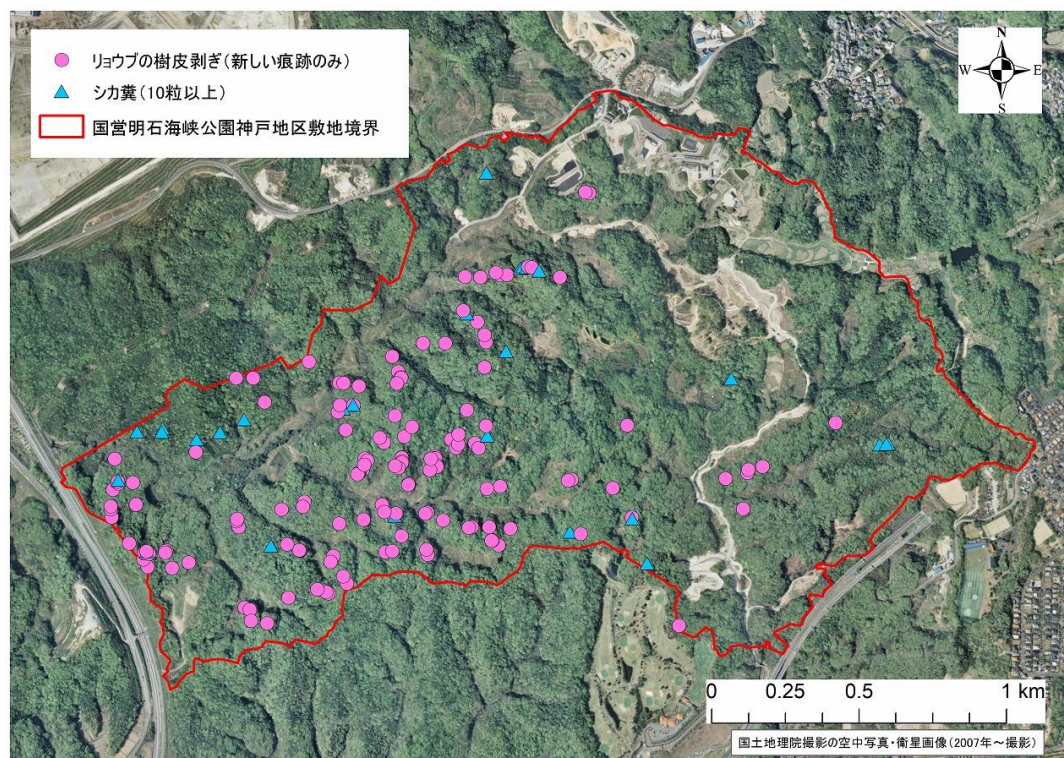


図 5-15. 2018年度ニホンジカの痕跡分布図。リョウブの樹皮剥ぎは、新しいもののみ、糞は10粒以上のものを記録した。

### 糞塊密度調査

糞塊密度調査の結果を表 5-5 に示す。2013 年は 1 km あたり 21.31 糞塊であったが、2018 年は 1 km あたり 5.32 糞塊であった。

表 5-5. 2013 年、2018 年の 11 月に実施したニホンジカの糞塊密度調査結果。

シカ糞塊密度調査	2013 年度	2018 年度
調査距離	3.66 km	8.26 km
糞塊数	78	44
1 km あたりの糞塊数	21.31	5.32

### 捕獲試験

2013 年度のカメラトラップ調査を受けて、2014 年 10 月より捕獲試験を実施した。初めて国営公園内で捕獲したのは 2014 年 11 月であり、2018 年 12 月までに 74 頭のシカを捕獲した (表 5-6)。捕獲されたシカの個体数を年齢・性別に表に示した。成獣メスが 26 頭捕獲されたが、成獣オスは 4 頭であった。0 歳獣においてもメスが多かった。1 歳については、オスもメスも同程度に捕獲された。2014～2016 年度までは、成獣オスは捕獲されなかったが、2017 年と 2018 年には成獣オスがそれぞれ 2 頭ずつ捕獲された。

表 5-6. 2014 年から 2018 年 12 月までに学術研究捕獲により捕獲したニホンジカの年齢・性別頭数。

	0歳		1歳		2歳		3歳以上		合計
	オス	メス	オス	メス	オス	メス	オス	メス	
2014年度	1	2	0	0	0	0	0	1	4
2015年度	2	7	1	0	0	3	0	3	16
2016年度	1	6	2	1	0	2	0	8	20
2017年度	2	8	1	2	0	2	2	4	21
2018年度	3	1	1	3	0	2	2	1	13
	9	24	5	6	0	9	4	17	74

## 5-5. 考察

### 2013年度のシカ生息状況について

2013年から2014年に国営公園内のシカの生息状況を把握するために実施したカメラトラップ調査では、8台のカメラでのべ512頭数が撮影され(表5-3)、撮影できた動画には「角あり」・「角なし」個体(図5-9)、2~6頭の群れが確認できた(図5-10)。角の形状から、少なくとも21頭の1歳以上のオスが識別された(図5-11)。「角なし」は、1歳以上のメスと0歳のオスとメスが含まれている。撮影された群れサイズは「角あり」・「角なし」ともに単独が最も多かったが、親子2頭の群れや5頭のメスの群れが確認された(図5-10, 5-12)。自動撮影カメラの設置地点は、開園区域の約半分の面積(約20ha)であり、国営公園全体の1/10以下であるため、カメラ設置地点の範囲外にも別個体が生息していた可能性もある。糞塊密度調査からは、1kmあたり21糞塊が発見された。これは、2013年度の兵庫県全域の平均値、23糞塊に近い値であった。

以上から、2013年度の段階では、数頭レベルの侵入初期ではなく、オス・メスともに数十頭レベルですでに国営公園に定着していると判断された。また、周辺地域でも有害・狩猟捕獲があったことから(表5-7)、国営公園周辺部にも定着していると判断された。個体数増加を抑え、低密度化を図るための継続的な捕獲が必要な段階にあると判断された。

### 国営公園周辺でのシカ生息状況

2015年度の痕跡調査では、国営公園と連続した森林であるエリア1は、シカの痕跡が多く確認された。エリア1は国営公園と人工的な障壁がなく、連続した森林であるため、一体的な管理が望まれる。エリア1は、須磨区の飛び地となっており、2014年度に一時的に有害鳥獣捕獲が進められたが、捕獲班の活動エリアから離れた地域であることなどから、有害鳥獣捕獲の継続が難しい状況となった。現状の有害鳥獣捕獲は、従事者の意向に左右されることが多いため、管理に必要な捕獲数が達成されない場合がある。捕獲が重要な管理手法となる地域では、効果検証のための事前事後の調査を含めた計画性のある管理捕獲が求められる。

高速道路などで国営公園とエリア1から分離されているエリア2~5ではシカの痕跡は確認できなかったため、定着していないと判断された(図5-13)。しかし、エリア2に隣接する「しあわせの村」ではゴルフ場の芝への被害、エリア2, 3に隣接する地域では有害鳥獣捕獲などの事前情報があったので、突発的な侵入はあると考えられた。交通量の多い高速道路や幹線道路が複数ある地域であるため、交通事故などで甚大な人的被害が発生する危険性がある。交尾期に当たる10月~12月は亜成獣オスの交通事故が増加することが報告されている(朝日・西村1978)ため、被害防止の観点からオスを適切に捕獲することも必要である。

北側のエリア6~8では、痕跡が多数認められた(図5-13)。国営公園との間には、県道などの幹線道路があるものの、すでに定着している可能性が示唆された。さらに北側を含めたより広域にシカの生息状況を調査し、定着していると判断できた地域では有害鳥獣捕獲の強

化が必要である。

### 国営公園内で捕獲された個体の特徴と捕獲の効果検証

国営公園内における学術研究捕獲より、2014年11月から2018年12月までに74頭のシカが捕獲された(表5-6)。全年齢カテゴリーで増加率に正の影響を与えるメスをオスよりも多く捕獲できた。1年間を通じて捕獲を実施した2015～2017年度は毎年7～10頭の0歳獣を捕獲した。出生から約半年間続く授乳期間中は、メスと0歳獣は、出産場所から大きく移動しないと考えられるため、国営公園は出産場所として機能していたと考えられた。国営公園周辺の藍那地域、西区、須磨区では、2012～2018年度までに神戸市による有害鳥獣捕獲で76頭、狩猟で10頭が捕獲されていた(表5-7)。国営公園内で捕獲した74頭と合わせると、国営公園と周辺部において7年間で160頭を捕獲することに成功したことになる。

痕跡調査による2か年の比較(2016年度と2018年度)(図5-14, 5-15, 表5-4)と糞塊密度調査の2か年の比較(2013年度と2018年度)(表5-5)の結果から、捕獲の効果について検証してみる。痕跡調査を行った2016年6月と2018年6月の間に国営公園内で41頭、糞塊密度調査を行った2013年11月から2018年11月までに72頭が捕獲された。痕跡調査では1kmあたりの糞の発見数は、2016年よりも2018年の方が約4分の1に減少した。2013年度の糞塊密度調査は、国営公園内の1kmあたりの糞塊数は全県の平均値とほぼ同程度の20糞塊以上であったが、2018年度は5.3糞塊と大きく減少していた。痕跡調査での糞数と、糞塊密度調査での結果から、捕獲により国営公園内のシカの低密度化に成功したと考えられた。

痕跡調査のうちリョウブの樹皮剥ぎについては、1kmあたりの本数は、2016年度に対して2018年度のほうが2倍以上高かった(表5-4)。捕獲を実施したにもかかわらず、樹皮剥ぎ本数が減少しなかった要因として、下記の2つが考えられた。1つ目は、リョウブはシカの嗜好性が高いために、個体数が少なくても樹皮剥ぎが頻繁に発生するため、シカの個体数と樹皮剥ぎ本数との関係は検出されにくい可能性、2つ目は、2016年度の段階ですでに国営公園内のリョウブは大部分を剥皮されていたため、シカにとって、1本あたりの利用可能な樹皮は年々減少し、小面積の樹皮剥ぎが本数としては多く発見されたという可能性である。今回の調査では、樹皮剥ぎの有った本数のみを記録しているため、剥皮面積を把握していない。リョウブの樹皮剥ぎと個体数密度との関係については、今後検証していくことが必要である。

表 5-7. 神戸市北区、須磨区、西区におけるニホンジカの有害鳥獣捕獲数と狩猟数。

捕獲別 地域	有害鳥獣捕獲				狩猟	合計
	北区	須磨区	西区	北区		
	藍那*		道場			
2012年度	2	3	0	1	0	6
2013年度	3	0	0	5	6 (藍那1、須磨区5)	14
2014年度	8	8	0	3	2 (藍那2)	21
2015年度	10	1	0	2	0	13
2016年度	15	1	1	1	1 (藍那)	19
2017年度	12	0	0	0	1 (藍那)	13
2018年度**	11	1	0	4	-	16
合計	61	14	1	16	10	102

\*藍那小河地域

\*\*2018年度は12月末現在までの集計数

## 5-6. 今後の課題

藍那地域において、シカの侵入が確認された 2013 年以降、国営公園内とその周辺部において、それぞれの関係者が協力して生息状況調査とその結果を基にした捕獲対策を実施してきた。これにより、すでに繁殖し増加傾向にあった個体群を低密度化することができたと考えられた。国営公園事務所と神戸市が生息調査と捕獲について、役割分担を明確にし、国営公園内外で同時に捕獲努力量を高めることができたと考えられる。

今後予想される課題として、低密度状態になると捕獲効率が減少し、捕獲しにくくなることへの対応が求められる。兵庫県における成獣の妊娠率は、密度によらず 80%以上と高いことが知られている (Koizumi et al.2009; 松金・横山 2018; Yokoyama 2009)。高密度が長期間続くと 1 歳の妊娠率が低下する (松金・横山 2018) が、低密度の個体数増加期には 1 歳の妊娠率が高密度地域より高くなる。国営公園でも 2 歳以上で 96%、1 歳の妊娠率は 87.5% (横山 未発表) であった。そのため捕獲努力を低下させると、すぐに個体数は回復する恐れがある。今後もメスを中心とした捕獲努力を続け、捕獲がなくなってからも数年は捕獲努力を継続することが必要である。

2013 年度の段階で 1 歳以上であったオスが 21 頭確認されているが、この時に生息していたと考えられるオスは、4 頭の捕獲にとどまっている。オスは増加率に寄与しないため、個体数削減をめざした捕獲においては、優先度は低い。先に述べたようにオスは分散や移動能力が高い。国営公園周辺の交通量の多い地域では、交通事故などの人的被害のリスクが高

いことを想定しておく必要がある。そのため、被害管理の観点からオスの移動の状況などを把握しながら捕獲を進めていくことが必要である。

## 謝辞

本研究を進めるにあたり、国営明石海峡公園神戸地区事務所、あいな里山公園管理センター、NPO 法人あいな育みの会、神戸市環境局、産業振興局、産業振興センター、株式会社ニュージェック地球環境グループ、一般社団法人里山いきもの研究所、神戸農林水産事務所森林林業課、森林動物研究センター職員の皆様のご協力を賜りました。厚く御礼申し上げます。

なお、本研究は、兵庫県森林動物研究センターにおける「ストップ・ザ・獣害事業」の分布拡大地における調査研究費及び文部科学省科学研究費（JSPS 科研費）第 25450478（研究代表者：横山真弓）、国交省明石海峡公園神戸地区事務所による受託研究（兵庫県立大学）、神戸市産業労働局による受託研究（兵庫県立大学）において実施しました。

## 引用文献

- 朝日稔, 西村順吉 (1978) 奈良公園シカの交通事故死について. 昭和 52 年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告書, 53–58. 春日顕彰会, 奈良
- 藤木大介, 鮫島弘光, 坂田宏志 (2007) 兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館 自然環境モノグラフ 3 号, 兵庫県立人と自然の博物館, 三田
- 八谷昇, 大泰司紀之 (1994) 骨格標本作成法. 北海道大学図書刊行会, 札幌
- 濱崎伸一郎, 岸本真弓, 坂田宏志 (2007) ニホンジカの個体数管理にむけた密度指標（区画法, 糞塊密度および目撃効率）の評価. 哺乳類科学, 47: 65–71
- 兵庫県 (2017) 第 2 期ニホンジカ管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県林務課 (1996) 平成 8 年度野生鹿適正管理検討委員会報告書. 兵庫県, 神戸
- 井上裕司, 高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ管理政策の概要. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 1–13
- 梶光一 (2015) 日本における大型獣の管理の現状の課題—ニホンジカ. 野生動物の管理システム クマ・シカ・イノシシとの共存をめざして, 60–83. 講談社, 東京
- Koizumi T, Hamazaki S, Kishimoto M, Yokoyama M, Kobayashi M, Yasutake A (2009) Reproduction of female sika deer in western Japan. In: McCullough DR, Takatsuki S, Kaji K (eds), Sika Deer, 327–343. Springer, Tokyo
- 松金 (辻) 知香, 横山真弓 (2018) 兵庫県における高密度下でのニホンジカの繁殖特性. 哺乳類科学, 58: 13–21
- 三谷雅純 (2000) 兵庫県の野生哺乳類の現状と保護管理の課題: 総説. 人と自然, 11: 43–59
- 静岡県農林技術研究所 (2016) シカ捕獲ハンドブック くくりわな編. 静岡県農林技術研究所



森林・林業研究センター，浜松

鈴木正嗣 (1994) 野生ニホンジカ (*Cervus nippon*) における不動化、成長および繁殖に関する研究. 北海道大学獣医学博士論文

高木俊 (2019) 兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の推定と地域別の動向. 「兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 11: 30–57

横山真弓, 坂田宏志 (2007) 兵庫県におけるシカ保護管理計画の現状と今後の展望. 哺乳類科学, 47: 73–79

Yokoyama M (2009) Biology of sika deer in Hyogo: Characteristics of reproduction, food habits, growth, and condition. In: McCullough DR, Takatsuki S, Kaji K (eds), Sika Deer, 193–205. Springer, Tokyo

## 第 6 章

# 兵庫県に生息しているニホンジカの E 型肝炎ウイルス感染状況 (2007-2008 年)

森光 由樹<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> 兵庫県森林動物研究センター

<sup>2</sup> 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

### 要 点

- ・ 兵庫県下で収集したニホンジカ 108 頭の血清を用いて HEV の感染状況を調査した。
- ・ HEV 抗体保有調査では 108 頭中 1 頭 0.9% が HEV 抗体を保有していた。
- ・ HEV 遺伝子は検出されなかった。
- ・ 兵庫県内に生息しているシカは、これまでの報告と同様に低い感染率であった。
- ・ 感染率は低いものの、シカを生食しないこと、また調理する上で十分加熱処理を行い衛生面に気をつけることが必要である。

**Keywords:** E 型肝炎、HEV-RNA、IgG、ニホンジカ

### Infection status of hepatitis E virus in deer inhabiting Hyogo prefecture, Japan

Yoshiki Morimitsu<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: Hepatitis E Virus (HEV) infection has been reported in domestic as well as wild animals such as deer. This study epidemiologically examined HEV infection among sika deer in Hyogo Prefecture. To that end, anti-HEV antibody and HEV-RNA in the sera of 108 deer were examined, revealing, one positive result. Responses to HEV antigens in the remaining 107 samples were low. Moreover, RT-PCR analysis revealed no HEV-RNA. These findings suggest that the incidence of HEV infection in sika deer inhabiting Hyogo prefecture is extremely low.

Keywords: hepatitis E, HEV-RNA, IgG, sika deer

## 6-1. はじめに

E 型肝炎は、E 型肝炎ウイルス (Hepatitis E virus、以下 HEV) が感染することによって引き起こされる肝炎である (Purcell and Emerson 2001)。HEV は家畜ではブタで、野生動物では、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*、以下イノシシ) やニホンジカ (*Cervus nippon*、以下シカ) などの種で感染が確認されている。このウイルスの大きな特徴は、肝炎ウイルスの中で唯一、人獣に共通して感染伝播を起こす人獣共通感染症である (武田 2004)。過去、日本国内において、ブタの生レバー (Yazaki et al. 2003) やイノシシ肉 (Matsuda et al. 2003; Li et al. 2005)、シカ肉 (Tei et al. 2003) を生あるいは加熱不十分な状態で喫食したことで HEV に感染した事例が報告されている。日本全国 16 地域計 976 頭のシカの HEV 感染を抗体保有率で調査した報告では、北海道 1.2% (3 頭/252 頭)、岩手県 3.1% (6 頭/191 頭)、宮城県 3.6% (4 頭/110 頭)、兵庫県 3.1% (8 頭/254 頭)、宮崎県 2.2% (2 頭/90 頭) であった (Matsuura et al. 2007)。地域によらず一定の割合で HEV 感染が認められたため、野生動物の HEV の感染状況をモニターすることは、公衆衛生の対策を講じていく上で重要である。兵庫県において上記の報告以降で集められたサンプルを用いて、ニホンジカの HEV 抗体検査および遺伝子検査による感染状況の把握を目的として血清疫学調査を行ったので報告する。

## 6-2. 方法

HEV の感染を IgG HEV 抗体の検出と遺伝検査により行った。HEV 抗体の検出と遺伝検査 HEV に感染した個体は、生体内の防御物質である IgA 抗体 (免疫グロブリン A)、IgM 抗体 (免疫グロブリン M)、次いで IgG 抗体 (免疫グロブリン G) が上昇する (図 6-1)。IgA および IgM 抗体は、発症後 12~24 週で陰性化するが、IgG 抗体は数年から数十年持続して検出される (李・武田 2009、図 6-1)。IgG 抗体は長期にわたり血中に現れるため感染履歴を明らかにする検査に優れた方法である。しかし IgG が産生されるまでのウインドウ期 (抗体産生が少ない時期) があり誤った結果を示す可能性も考えられたため、発症前から血清中および糞便中に存在する HEV-RNA (ウイルスそのもの) の検出も行った。HEV-RNA は、血清中では感染後約 3~8 週まで検出される。

兵庫県の北部 (但馬地域) 28 頭、中部 (北播磨、西播磨、中播磨、東播磨、丹波地域) 52 頭、南部 (神戸、阪神、淡路地域) 28 頭、計 108 頭のシカから採取した血清を用いた。使用したサンプルは 2007 年から 2008 年において、狩猟、有害駆除および学術捕獲された個体から採取された血清である。IgG HEV 抗体の検出と遺伝検査を実施した。

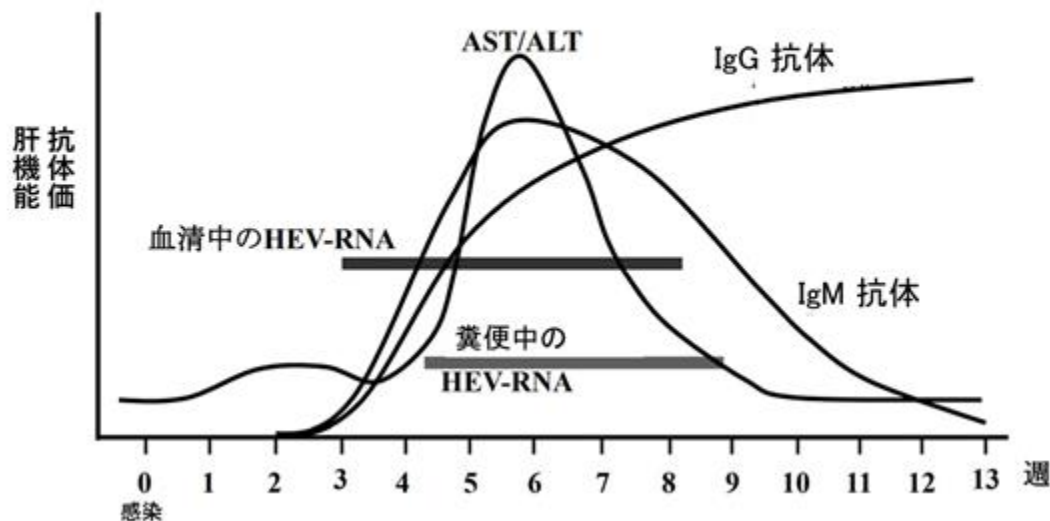


図 6-1. E 型肝炎ウイルスの HEV-RNA と抗体の推移 6 週目発症した場合の例 (国立感染症研究所 (2005) より一部改変)。

### 1) IgG 抗体検出 酵素結合免疫測定法 (Enzyme-Linked Immunosorbent Assays, ELISA) による診断

E 型肝炎を発症した時、HEV に対する特異的な血中 IgG 抗体の量が大量に増加する (李・武田 2009)。国立感染症研究所でマニュアル化されている方法を用いて IgG 抗体を検出した (国立感染症研究所 2005)。抗原は HEV ORF2 を組換えバキュロウイルスで発現することによって得られるウイルス様中空粒子 HEV GI virus-like particles, VLP (国立感染症研究所より分与) を用いた (Li et al. 1997)。二次抗体は、HRP-conjugated rabbit anti-Deer IgG、HRP-conjugated goat anti-Swine IgG を 1:1,000 に希釈し 100  $\mu$ l/well で使用した。OPD 緩衝液に 30%過酸化水素水と基質 (Sigma P-3804: o-phenylenediamine dihydrochloride) を加えマイクロプレートリーダー (Model680XR, Bio-Rad Laboratories 社) を用いて 492 nm の吸光度を測定した。判定は OD 値 (Optical Density: 物体の光吸収の度合を表す数値。物体中を光が通過するときの、入射光強度と透過光強度の比の対数で表す。吸収される光が多いほど抗体量は多いと判定される) が 0.2 以上の検体を陽性とした。HEV 陽性対照は、ブタで HEV 感染が明らかとなっている 4 頭の血清を同法で測定した。

### 2) 逆転写ポリメラーゼ連鎖反応 (Reverse Transcription Polymerase Chain Reaction, RT-PCR) による HEV 遺伝子検出による診断

国立感染症研究所でマニュアル化されている方法を用いて診断を行った (国立感染症研究所 2005)。RNA 抽出は QIAamp Viral RNA Mini kit (QIAGEN 社) を用いた。RNA 抽出キットで示されている方法に従い、100  $\mu$ L の血清を QIAamp スピンカラム 50  $\mu$ L の溶出バッファーにより RNA を溶出した。その後、High capacity cDNA reverse transcription kit

(Applied Biosystem 社) を用いて、方法に従い、cDNA 合成を行った。HEV ORF2 遺伝領域を増幅した。プライマーの配列は、1st PCR センスプライマー

HEV-F1:5'-TAYCGHAAAYCAAGGHTGGCG-3'、1st PCR アンチセンスプライマー

HEV-R2:5'-TGYTGGTTRTCRTARTCCTG-3' (Tam et al. 1991) を使用した。陽性対照は、ブタで HEV 感染が明らかとなっている 4 頭の RNA を用いた。

1st PCR は cDNA 溶液 5  $\mu$ L に以下の組成の反応液を 45  $\mu$ L 加えた (反応液の組成 10 x Taq buffer 4.5 $\mu$ L、HEV-F1 (100  $\mu$ L) 0.125  $\mu$ L、Taq DNA polymerase (5 U/ $\mu$ L) 0.5  $\mu$ L DDW 39.875  $\mu$ L、Total 45.0  $\mu$ L)。その後、サーマルサイクラー (Veriti200, Applied Biosystems 社) で以下の温度と時間で反応を行った。96°C 1 分間、95°C 30 秒間、55°C 45 秒間、72°C 1 分間を 30 サイクル。反応後、2%アガロースゲルを用いて電気泳動を行い、584 bp の位置にバンドが検出された場合、陽性とした。バンドが認められなかった場合、Nested PCR を行った。Nested PCR は、センスプライマー HEV-F2:5'-GGBGTBGCNGAGGAGGAGGC-3'、アンチセンスプライマー HEV-R1:5'-CGACGAAATYAATTCTGTCTG-3' (Tam et al. 1991) を用いた。1st PCR 反応液 5  $\mu$ L を 1st PCR 反応液で使用した同じ組成のものを 45.0  $\mu$ L に加えた。サーマルサイクラーの温度設定は、1st PCR と同じ条件で行った。反応後、2%アガロースゲルにて電気泳動を行い、378 bp の位置にバンドが検出された場合、陽性とした。

### 6-3. 結果

HEV 抗原に対する血清 IgG 抗体を ELISA で測定した結果、1 頭が HEV 抗原に反応する IgG 抗体が高く OD 値 2.7 となり陽性と判定された。兵庫北部 0% (0 頭/28 頭)、兵庫中部 1.9% (1 頭/52 頭)、兵庫南部 0% (0 頭/28 頭) であり合計 0.9% (1 頭/108 頭) であった (表 6-1)。その他、107 検体の OD 値は平均  $0.03 \pm 0.05$  SD とほとんど反応性を示さない低値であった。陽性対照とした HEV 感染ブタ血清 (4 頭) では OD 492 nm 測定平均値  $1.23 \pm 0.77$  SD であった。遺伝子検査 HEV-RNA は 108 検体すべて増幅されなかった。

表 6-1. HEV に対する抗体保有率 (IgG)。

	兵庫北部	兵庫中部	兵庫南部
分析数	28	52	28
抗体陽性数	0	1	0
抗体陽性率 (%)	0	1.9	0

## 6-4. 考察

シカ 108 頭の HEV 疫学調査において、1 頭が陽性と判定された。RT-PCR 遺伝子検査では、検査を行ったすべての個体において目的遺伝子領域 (HEV ORF2) の増幅は認められなかった。HEV 抗体保有率は、0.9% (1 頭/108 頭) であり過去のシカ HEV 疫学調査で示された結果と同じく、HEV 抗体保有率は極めて低いことが支持された (e.g., Matsuura et al. 2007)。HEV-RNA の検査結果が全て陰性であったことからウインドウ期にあたる感染も認められないと判断された。

愛知県と長野県に生息しているイノシシ、シカ、ニホンカモシカ (*Capricornis crispus*) について IgG 抗体と HEV-RNA 検査した研究では、シカ、カモシカはそれぞれ感染率が 0% であったがイノシシは 27.5% (25 頭/91 頭) と感染率が高いことが報告されている (伊藤ほか 2006)。また中国地方で捕獲されたシカおよびイノシシ調査では、シカの HEV の IgG 抗体保有率は、0.5% (1 頭/209 頭)、遺伝子検査 HEV-RNA 0.5% (1 頭/201 頭) に対して、イノシシの HEV の IgG 抗体保有率は、31% (23 頭/75 頭)、遺伝子検査 HEV-RNA 4% (6 頭/167 頭) と高いことが報告されている (米満ほか 2014)。本研究で示された抗体保有率と遺伝子検査および、過去の研究結果からシカの感染率はイノシシと比較して極めて低かった。ブタやイノシシで考えられている感染宿主ではないことが改めて確認された。

HEV 陽性になった個体の感染経路は、水系から感染した可能性が高いと考えられる。その理由として HEV は感染宿主の糞便中に多量に排出され、糞便が水系に流れた場合、飲水などで感染する (武田 2004) 可能性が高いためである。日本におけるブタの E 型肝炎抗体保有率を検査した研究では、5~6 ヶ月齢で 90% (226 頭/250 頭) との報告があり (Takahashi et al. 2003)、飼育している施設から出される畜産廃棄物と野生動物が接触して感染する可能性を危惧する報告もある (萩原ほか 2008)。兵庫県の HEV の感染経路についての詳細は不明であるが、野生動物と畜産動物とは共通する感染症が多く注意が必要である。その例として、2018 年 9 月、岐阜県の養豚場で豚コレラ (家畜伝染予防法、法定伝染病) の感染が認められている。感染は、野生イノシシから伝染した可能性が高く、その後、愛知県、滋賀県、大阪府、長野県においてブタと野生および飼育イノシシで感染が拡大している (農林水産省 2018)。2019 年 2 月時点で終息のめどが立っておらず社会問題化しつつある。イノシシを含む野生動物が養豚場に近寄らないよう柵の設置など侵入防止や、狩猟や有害駆除で捕獲した野生イノシシおよび捕獲器具の衛生管理の徹底が重要になるが対策が遅れている。今回、豚コレラが伝染し拡大した問題は野生動物管理と家畜管理、家畜伝染病を融合して対策できなかった点にある (日本獣医師会 2016)。日本獣医師会が警告しているように、今後は保全医学の概念 (人の健康を守る医学、動物の健康を守る獣医学、生態系を健全に維持する生態学など関連する分野を融合させ、これらが相互に係ることによって 問題の解決を図る科学) を、関係法令や感染拡大の予防に向けたガイドライン作成に取り入れる必要があるであろう。

前述したとおり過去、兵庫県では HEV 感染したシカ肉を生食したことでヒトへ感染した事例が報告されている (Tei et al. 2003)。その後の E 型肝炎の感染事例は主にイノシシ肉の生もしくは生焼けの事例が主であった (Masuda et al. 2005; Matsuda et al. 2003)。本結果からもシカを生で摂取しない限りヒトが感染する可能性は低いといえる。したがって、生食を避けることを徹底させることが唯一患者を発生させないためのポイントとなる。

厚生労働省は、「食肉を介する E 型肝炎ウイルス感染事例について (E 型肝炎 Q&A)」(厚生労働省 2003) および「野生鳥獣肉の衛生管理に関する指針 (ガイドライン)」(厚生労働省 2014) を掲載し、野生動物の生レバーおよび生肉の喫食を避けるよう、また十分加熱調理して喫食する必要性を示している。現在、日本全国でジビエ料理が推進されているが、シカを含む多くの野生動物は、HEV に限らず、その他人獣共通伝染病を保有している可能性があるため、上記最新の情報を熟知し十分加熱調理して喫食する必要がある。

## 6-5. 結論

兵庫県に生息しているシカの HEV 感染は極めて低い状況であった。シカに加えて感染率の高いイノシシについても定期的な疫学調査による HEV 感染状況をモニターしていくことが今後の状況把握として望ましい。

## 謝辞

研究を実施するにあたり、国立感染症研究所の李天成博士から抗原について分与いただき、分析の方法についてアドバイスいただきました。サンプル採取において兵庫県猟友会の皆様からご協力いただきました。深く感謝申し上げます。

## 引用文献

萩原克郎, 辻正義, 川淵貴子, 鳥居春己, 小林朋子, 石原智明 (2008) 奈良公園におけるニホンジカ *Cervus nippon* の E 型肝炎ウイルス疫学調査. 日本野生動物医学会誌, 13: 35-37  
伊藤雅, 小林慎一, 山下照夫, 長谷川晶子, 榮賢司 (2006) 野生動物からの E 型肝炎ウイルス (HEV) と HEV 抗体の検出および猟師らの HEV 抗体保有状況. 肝臓, 47: 316-318  
国立感染症研究所 (2005) 「E 型肝炎検査マニュアル」

<https://www0.niid.go.jp/niid/reference/HE-manual.pdf>, 2019 年 2 月 7 日確認  
厚生労働省 (2003) 「E 型肝炎ウイルスの感染事例 (E 型肝炎 Q&A)」

<https://www.mhlw.go.jp/houdou/2003/08/h0819-2a.html>, 2019 年 1 月 7 日確認

厚生労働省 (2014) 「野生鳥獣肉の衛生管理に関する指針 (ガイドライン).」

<https://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-11130500-Shokuhinanzendu/0000065509.pdf>, 2019年1月7日確認

Li TC, Yamakawa Y, Suzuki K, Tatsumi M, Razak MA, Uchida T, Takeda N, Miyamura T (1997) Expression and self-assembly of empty virus-like particles of hepatitis E virus. *Journal of Virology*, 71: 7207–7213

Li TC, Chijiwa K, Sera N, Ishibashi T, Etoh Y, Shinohara Y, Kurata Y, Ishida M, Sakamoto S, Takeda N, Miyamura T (2005) Hepatitis E Virus transmission from wild boar meat. *Emerging Infectious Diseases journal*, 11: 1958–1960

李天成, 武田直和 (2009) E型肝炎ワクチン. *日本消化器病学会雑誌*, 106: 195–200

Masuda J, Yano K, Tamada Y, Takii Y, Ito M, Omagari K, Kohno S (2005) Acute hepatitis E of a man who consumed wild boar meat prior to the onset of illness in Nagasaki, Japan. *Hepatology Research*, 31: 178–183

Matsuda H, Okada K, Takahashi K, Mishiro S (2003) Severe hepatitis E virus infection after ingestion of uncooked liver from a wild boar. *Journal of Infectious Diseases*, 188: 944

Matsuura Y, Suzuki M, Yoshimatsu K, Arikawa J, Takashima I, Yokoyama M, Igota H, Yamauchi K, Ishida S, Fukui D, Bando G, Kosuge M, Tsunemitsu H, Koshimoto C, Sakae K, Chikahira M, Ogawa S, Miyamura T, Takeda N, Li TC (2007) Prevalence of antibody to hepatitis e virus among wild sika deer, *Cervus nippon*, in Japan. *Archives of Virology*, 152: 1375–1381

日本獣医師会 (2016) 第4章 野生動物の感染性疾患. 日本獣医師会職域総合部会野生動物対策検討委員会報告 保全医学の観点を踏まえた野生動物対策の在り方, 78–104. 日本獣医師会, 東京

農林水産省 (2018) 「『農林水産省豚コレラ防疫対策本部』における対応方針の追加について」 <http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/douei/180918.html>, 2019年2月21日確認

Purcell RH, Emerson SU (2001) Hepatitis E virus. In: Knipe DM and Howley PM (eds), *Fields Virology vol. 1*, 3051–3061. Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia

Takahashi M, Nishizawa T, Miyajima H, Gotanda Y, Iita T, Tsuda F, Okamoto H (2003) Swine hepatitis E virus strains in Japan form four phylogenetic clusters comparable with those of Japanese isolates of human hepatitis E virus. *Journal of General Virology*, 84: 851–862

武田直和 (2004) E型肝炎. (日本獣医師会 編) 共通感染症ハンドブック, 84–85. 日本獣医師会, 東京

Tam AW, Smith MM, Guerra ME, Huang CC, Bradley DW, Fry KE, Reyes GR (1991) Hepatitis E virus (HEV): molecular cloning and sequencing of the full-length viral genome. *Virology*, 185: 120–131



- Tei S, Kitajima N, Takahashi K, Mishiro S (2003) Zoonotic transmission of hepatitis E virus from deer to human beings. *Lancet* 362: 371–373
- Yazaki Y, Mizuo H, Takahashi M, Nishizawa T, Sasaki N, Gotanda Y, Okamoto H (2003) Sporadic acute or fulminant hepatitis E in Hokkaido, Japan, may be food-borne, as suggested by the presence of hepatitis E virus in pig liver as food. *Journal of General Virology*, 84: 2351–2357
- 米満研三, 服部志保, 鈴木絢子, 浜崎千菜美, 下田宙, 前田健 (2014) ニホンイノシシのウイルス感染症. 「兵庫県におけるニホンイノシシの管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 8: 93–105

## おわりに

兵庫ワイルドライフモノグラフ 11号では「ニホンジカ管理の現状と成果」をテーマに、これまでの行政施策と研究成果の振り返りを行いました。過去のモノグラフにおいてもシカをテーマとしたものとして、2号「農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状」、4号「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」、7号「シカ・イノシシの捕獲推進のための技術と体制」、9号「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術 II」、10号「兵庫県の大型・中型野生動物の生息状況と農業被害～鳥獣害アンケートと出猟カレンダーの分析～」が発刊されています。これまでのモノグラフではモニタリング体制の構築や、課題の把握を目的とした報告を多く掲載してきましたが、今号では個体数や被害の減少といったシカ管理政策の成果を多く報告することができました。兵庫県では2010年度頃までシカの増加傾向が著しく、その後捕獲圧を増大させましたが、なかなか成果が実感できない時期が続いており、ようやく2016年頃から個体数の減少といった成果が顕在化してきた状況です。他の都道府県をリードする形で成果を報告できたのは、県が捕獲の強化といった個体数管理を推進してきたことはもちろんですが、その過程をモニタリングし、データに基づく評価ができたことが大きいと考えています。

モニタリングの中で新たな課題も見えてきました。詳しくは各章の内容を見ていただきたいですが、広域スケールでの成果が見えてきたと同時に、より細かい地域スケールでの課題解決の必要性が高まっています。今後もモニタリング体制の維持は重要ですが、新たな地域課題に対応したデータ収集や評価の仕組みも必要となってくるでしょう。

最後になりましたが、査読責任者の栗山研究員をはじめ論文査読に協力いただいた方々、本モノグラフでの分析の基盤となった過去からのデータの蓄積にご尽力いただいた方々に、この場を借りて感謝したいと思います。

兵庫ワイルドライフモノグラフ 編集委員会  
責任編集者 高木 俊

兵庫ワイルドライフモノグラフ 11 号

兵庫県におけるシカ管理の現状と成果

2019 年 3 月 29 日 印刷

2019 年 3 月 29 日 発行

編集・発行 兵庫県森林動物研究センター  
〒669-3842 兵庫県丹波市青垣町沢野 940  
印刷 きくもとグラフィックス株式会社

# 兵庫県におけるニホンジカ管理の現状と成果

兵庫ワイルドライフモノグラフ 11号

2019年3月

## 目次

- 1 章 兵庫県におけるニホンジカ管理政策の概要・・・・・・・・・・・・・・・・・・1  
井上 裕司・高木 俊
- 2 章 兵庫県におけるニホンジカの科学的モニタリングに基づく  
順応的管理の評価と展望・・・・・・・・・・・・・・・・・・14  
藤木 大介・高木 俊
- 3 章 兵庫県におけるニホンジカ個体群動態の推定と地域別の動向・・・・・・・・・・30  
高木 俊
- 4 章 兵庫県氷ノ山山系に生息するニホンジカの  
GPS 発信器による季節移動の解明・・・・・・・・・・・・・・・・・・58  
森光 由樹・藤木 大介・斎田 栄里奈
- 5 章 兵庫県神戸市において確認されたニホンジカの生息状況と  
捕獲対策の効果について・・・・・・・・・・・・・・・・・・68  
横山 真弓・沼田 寛生
- 6 章 兵庫県に生息しているニホンジカの  
E型肝炎ウイルス感染状況（2007-2008年）・・・・・・・・・・94  
森光 由樹



兵庫県  
森林動物研究センター

〒669-3842 丹波市青垣町沢野 940  
TEL 0795-80-5500 FAX 0795-80-5506  
940 Sawano, Aogaki, Tanba, Hyogo, Japan 669-3842

Wildlife Management Research Center, Hyogo  
Wildlife Monograph of Hyogo, No.11

Current status and achievements of sika deer management in Hyogo Prefecture, Japan