

兵庫県におけるニホンイノシシの管理の現状と課題

Current status and issues of management of Japanese wild boar in hyogo Prefecture

兵庫県森林動物研究センター 研究部 編集



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 6号

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.6



写真1 森林動物研究センター撮影 2008年11月18日 丹波市青垣町沢野
森林動物研究センターの敷地内に出没したイノシシ



写真2 森林動物研究センター撮影 2006年9月11日 神戸市灘区
市街地のゴミステーションにおいて、夜間に出没した個体

口絵1 兵庫県内で観察されたイノシシ

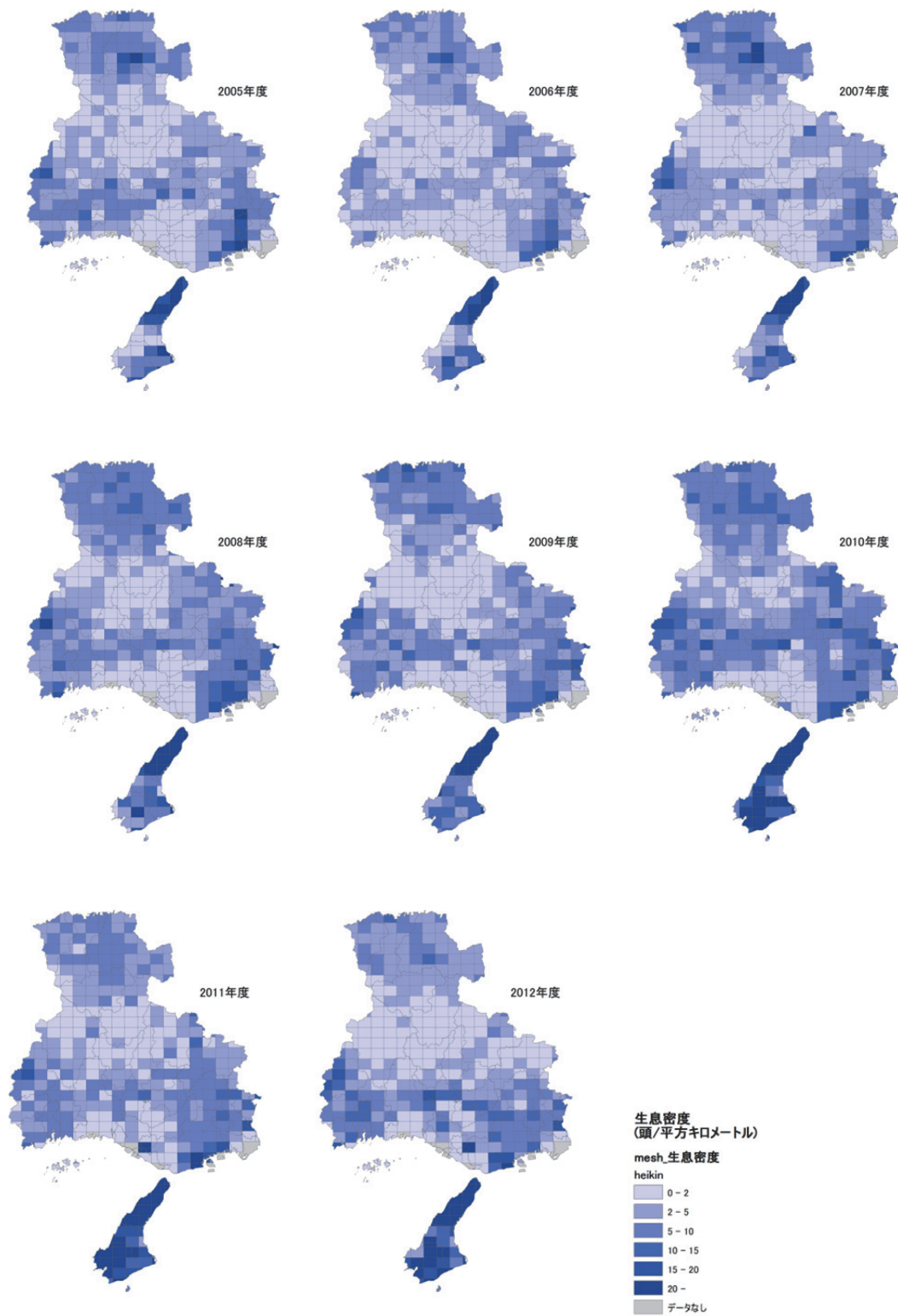


写真3 昭和初期の北摂地域におけるイノシシ猟の様子（写真提供：林 真理氏）



写真4 昭和40年代における六甲山イノシシの駆除の様子（写真提供：永島昭二郎氏）

口絵2 兵庫県内における昭和の狩猟と駆除の様子



口絵 3 イノシシの生息密度の経年変化

はじめに

兵庫県森林動物研究センターは、ワイルドライフマネジメントに係わる研究成果を広く市民の方々に知っていただくことを目的として、平成 20 年度から毎年「兵庫ワイルドライフモノグラフ」を刊行しています。

本年度は「兵庫県におけるイノシシの特定鳥獣保護管理計画の現状と課題」を刊行いたします。

多くの人びとが認識しているように、兵庫県のみならず日本各地において、イノシシによる農村部における農業被害や、都市部における生活被害は看過できない状況となっております。わたしたちワイルドライフマネジメントに従事している者にとって、イノシシによる被害を軽減させつつ、その持続的活用を推進することは、日本における最重要課題のひとつとなっております。

科学の役割のひとつは、広範な地域への適用可能性の高い知識体系を構築することですが、地域に貢献する知識体系を構築することも重要な役割のひとつです。イノシシによる被害は多様で、地域差が大きいいため、まず「兵庫県内におけるニホンイノシシの生息分布と農業被害の関係」を明らかにすると同時に、都市部に近接した「六甲山イノシシの被害の実態と出沒要因」や「六甲山系における捕獲個体の特徴の実態」を明らかにし、それらの結果に基づいて「兵庫県におけるニホンイノシシの個体数推定」をおこなうと同時に、「兵庫県における加害個体の行動特性」についても積極的に調査し、その成果を本モノグラフにまとめました。

なお、イノシシは、北は東北地方から南は西表島まで広く生息しておりますが、地域によって繁殖特性が異なりますので、本モノグラフでは「兵庫県におけるニホンイノシシの繁殖特性」を明らかにしました。こうした兵庫県におけるイノシシの特性に関する調査結果は、兵庫県のみならず他の地域に適用することが可能です。さらに「年齢査定方法」、や「妊娠率算出方法」の開発や「ウイルス・寄生虫の感染状況」の調査結果は、ニホンイノシシ全体に適用可能な調査結果です。

このように本モノグラフは、兵庫県で得られた研究成果をより広域の地域に適用することが可能です。すなわち、兵庫県で得られた調査結果や開発手法は、地域特性を加味するならば、日本全体で適用できることができます。

最後になりましたが、「兵庫ワイルドライフモノグラフ」は、編集委員会が毎年設定するテーマに沿って執筆された論文等をモノグラフとして編集しております。詳細につきましては、投稿規定をご参照ください。みなさまのご投稿をお待ちしております。

編集委員長 林良博

目 次

第 1 章	兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題	1
	横山真弓	
第 2 章	兵庫県におけるニホンイノシシの生息分布と農業被害の関係	9
	松本 崇・坂田宏志・岸本康誉	
第 3 章	兵庫県におけるニホンイノシシの個体群動態の推定	21
	松本 崇・坂田宏志・岸本康誉	
第 4 章	農地に隣接して生息するニホンイノシシの加害行動の解析	43
	横山真弓・江藤公俊・木下裕美子	
第 5 章	ニホンイノシシの年齢査定方法	59
	辻 知香・横山真弓	
第 6 章	ニホンイノシシの妊娠率算出方法の開発	71
	辻 知香・横山真弓	
第 7 章	兵庫県におけるニホンイノシシの基本的繁殖特性	84
	辻 知香・横山真弓	
第 8 章	ニホンイノシシのウイルス感染症	93
	米満研三・服部志保・鈴木絢子・浜崎千菜美・下田宙・前田健	
第 9 章	ニホンイノシシの内部寄生虫	106
	佐藤 宏・戸田正枝・M. A. Omar・辻 知香・横山真弓	
第 10 章	六甲山イノシシ問題の現状と課題	121
	辻 知香・横山真弓	
第 11 章	六甲山イノシシの問題個体の特徴	135
	辻 知香・横山真弓	

第 1 章

兵庫県におけるニホンイノシシの 保護管理の現状と課題

横山真弓^{1,2}

要 点

- ・ 兵庫県における人とニホンイノシシの関わりを概観した。江戸時代は深刻な農業被害のため、猪垣が各地で設置された。明治以降は、捕獲圧が強まり、昭和中期まで資源的価値が高く、他地域より捕獲数が多かったなどの特徴がある。
- ・ 特定鳥獣保護管理計画の策定の背景と目的を示した。計画は、農業被害、生活被害、人身事故の軽減と解消および、地域個体群の健全な維持を目的としている。
- ・ 目標設定には、農業被害を半減することとし、その達成のため、狩猟期間の延長、ツキノワグマの錯誤捕獲の可能性のない淡路地域において、くくり罠の直径 12 cm以上の制限を解除するなどの捕獲規制の緩和に取り組んでいる。
- ・ 近年の捕獲数の増加は、狩猟規制の緩和によるものだけでなく生息数の増加も反映していると考えられる。適切な個体数管理のための捕獲強化は今後も必要である。農業被害防止には、物理的な防衛の体制を整えることが重要である。

Key words : 特定鳥獣保護管理計画、猪垣、狩猟資源、有害捕獲、農業被害

1-1. はじめに

兵庫県におけるニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) の生息は、古代の出土品に描かれた絵や遺跡、日本書紀などの歴史的資料から知られている(西村 2003)。縄文土器には、人がイノシシを弓矢や犬を用いて捕獲する場面が描かれていたり、貝塚の出土品などから、当時から貴重な食料資源であることがうかがえる(内山 2005)。その後、弥生時代に稲作が発展すると、むしろ害獣としての位置づけも強くなったと考えられている(田口 2000)。

江戸中期には、日本各地で獣害が深刻化したことが様々な歴史書などに記録されており、現代の深刻な被害の状況と類似している点があるといわれている(田口 2000)。このころ治安維持のため、幕府による銃規制が強化され(武井 2010)、農地を守るために猪垣と呼ばれる石積みの獣類の侵入防止壁が日本各地で作られていた(矢ヶ崎 2001)。

¹兵庫県森林動物研究センター・²兵庫県立大学自然・環境科学研究所

兵庫県内では、現在の西脇市黒田庄町、同中町、多可町加美町、丹波市山南町、神戸市北区淡河町、同山田町、相生市、赤穂市、洲本市、南あわじ町に猪垣が確認されている（岡本 1989）。西脇黒田庄町、加美町で発見された猪垣は、高さが 2m ほどあることからイノシシだけでなくニホンジカ（*Cervus nippon*）にも対応していたと考えられている。また、江戸時代に肉食が禁止されているといわれていた時代にも実際には、山鯨として食べ続けられ、生業としての猟師も存在していた。

明治になると、政府が野生動物の捕獲を解禁し、分布域は近畿以西に限られるようになった（高橋 2006）。兵庫県内では、現在の篠山市に陸軍が駐屯したことにより、軍隊の練習としてイノシシ猟が行われていた記録があり、また軍隊食としてイノシシ肉が好まれていたことなどから（神崎 2001）、明治中期にも本地域には比較的多くイノシシが生息していたことがうかがえる。ただし、明治時代は、森林資源に過度に依存した生活や産業形態が進み、薪炭林は生産力を失う状況となって荒地となった地域が増加した（図 1；大田 2012）。そのため、イノシシの生息環境も悪化し、高い狩猟圧がかかると個体数を回復しにくい状況が発生していたと考えられる（大東 - 伊藤・神崎 1998）。

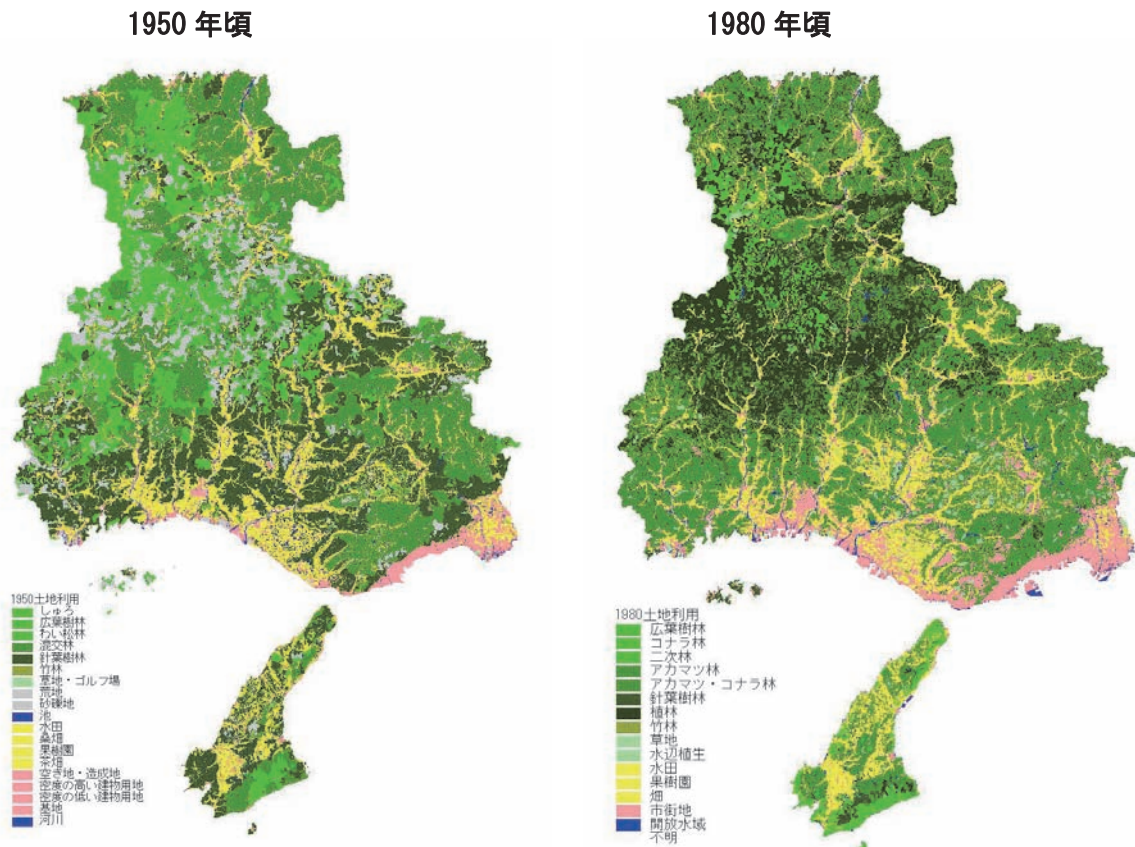


図 1 兵庫県における土地利用の変遷

1980年代は、第345回自然環境保全基礎調査を統合、1950年代は国土地理院発行の5万分の1の地形図（昭和24-26年）をデジタル化した。

大正・昭和の時代は、全国的にも狩猟が盛んに行われるようになり、高い狩猟圧がかかっていたと考えられるが（田口 2000）、この頃の県内の情報は少ないことから、個体数は減少していたと考えられる（大東 - 伊藤・神崎 1998）。その後、昭和 30 年代後半から 50 年代中盤までは、兵庫県内では 4000 頭から 8000 頭ほどの捕獲数で推移しており、全国的にも高い捕獲数が維持され続けている。たとえば、昭和 43 年は、兵庫県の捕獲数は 4854 頭であり、三重県、宮崎県に次いで 3 番目の捕獲数であった（神戸新聞社 1974）。この頃、燃料革命により薪炭林として利用されてきた里山林が一斉に放棄されるようになり、アカマツ・コナラ林などの広葉樹林が再生した。1950 年代と 1980 年代の植生図を比較すると森林の再生の様子が伺える（図 1）。

昭和 50 年代以降は、既に資源的価値が高かったイノシシ肉は、「ぼたん鍋」などのブームによってさらに消費が盛んになったと考えられる（朝日 1985；大東 - 伊藤・神崎 1998；赤星 2001）。しかし、50 年代後半から平成 9 年までの捕獲数は 4000 頭以下と減少する。資源的な価値の高さから高い狩猟圧がかかっていたことが要因と考えられる（大東 - 伊藤・神崎 1998）。その後平成 10 年からは捕獲数が増加傾向にあり、平成 16 年以降、捕獲数が 1 万頭を超えることも多くなってきた（図 2）。

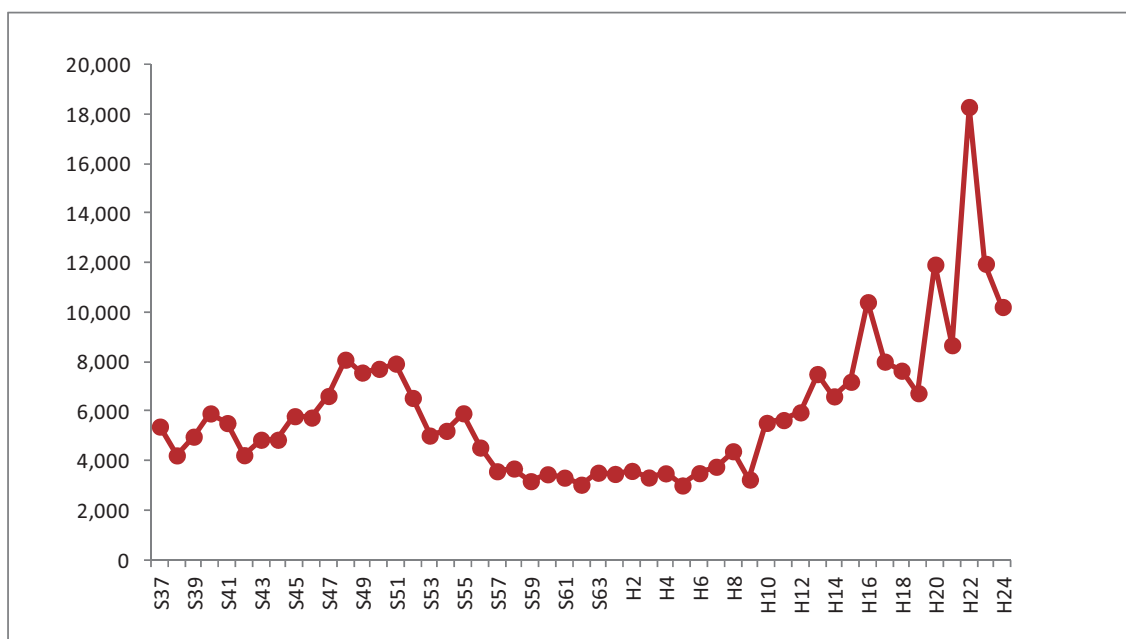


図 2 兵庫県におけるイノシシの捕獲数の推移（昭和 37 年～平成 24 年）

平成 22 年には、捕獲数（狩猟と有害捕獲）は 1 万 8 千頭に達し、過去 40 年をさかのぼっても特出した値となった（兵庫県 2013）。平成 20 年～24 年の捕獲数を平均すると 12,957 頭/年となる。これを森林面積当たりの捕獲数に換算すると平成 22 年は 36.5 頭/km²、平成 20 年～24 年の捕獲数の平均は 23.1 頭/km²となる。同じく 40 年代は、10.0 頭/km²、50 年代は 9.2 頭/km²、60 年代から平成 9 年までは 6.1 頭/km²と比較するとこの数年は、急激に捕獲数が増加している。

平成 10 年以降は、有害捕獲も増加傾向にあり、現在では、狩猟と有害捕獲の割合はほぼ 1:1 となり、農業被害の深刻さと以下に述べる狩猟規制緩和による捕獲強化の取り組みを反映していると考えられる。しかし規制緩和による捕獲数の増加とともに考慮すべきは、近年の急激な狩猟者の減少である（鈴木ほか 2003）。これらを勘案すると 2010 年代は、捕獲数が急激な増加を見せており、個体数の増加を反映している可能性が強く示唆された。

1-2. 兵庫県における特定鳥獣保護管

理計画の現状

兵庫県では、これまで示したように人とイノシシの関わりは日本人が日本列島に渡来してから、ほぼ、途切れることなく続いており、大正昭和初期に東日本での分布が途絶えたときにも比較的多く生息していたと考えられている（神戸新聞社 1974）。そのため、近年まで、トタン板による防護柵など農業被害の対応と資源的利用を目的とした狩猟が継続して行われていた。

狩猟は、全県域でワナ猟が、阪神間の銃猟禁止区域を除く広い地域で銃猟が行われており（図 3）平地から山間部までほぼ全県に生息している。

兵庫県ではイノシシに対して、長期的に防護と捕獲の対策を継続してきた歴史があり、改めて保護管理計画を策定する必要性は低く、特定鳥獣保護管理計画は、制度発足後もしばらく策定されなかった。

しかし、前述したように、平成 16 年頃から有害捕獲の割合が急激に増加し（図 2；松本ほか 2011）、また他の獣種、特に同様の被害を引き起こしているニホンジカの狩猟期間が延長されることに伴う問題やイノシシの有害捕獲罠にツキノワグマが錯誤捕獲されることが多発したこと（稲葉 2011）、淡路島のイノブタ由来のイノシシの急増、六甲山イノシシの市街地への出没と餌付け問題（辻・横山 2014a；辻・横山 2014b）など個体数の増加に伴う各種問題が増加してきた。農業被害についても年間 2 億円を超える状況が続いており、さらなる対策の強化が必要となってきた（図 4）。これらの背景から、イノシシにおいても管理のための目標設定と方策を明確化させることが必要となり、平成 21 年に第 1 期の計画が策定された（兵庫県 2009）。

計画策定における目的は、農業被害、生活被害、人身事故の軽減と解消および、地域

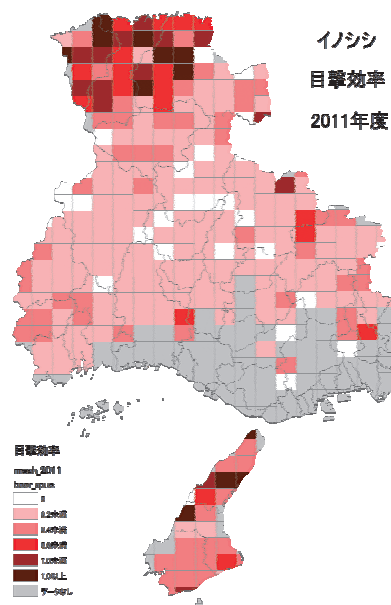


図 3 兵庫県におけるイノシシの目撃効率の分布

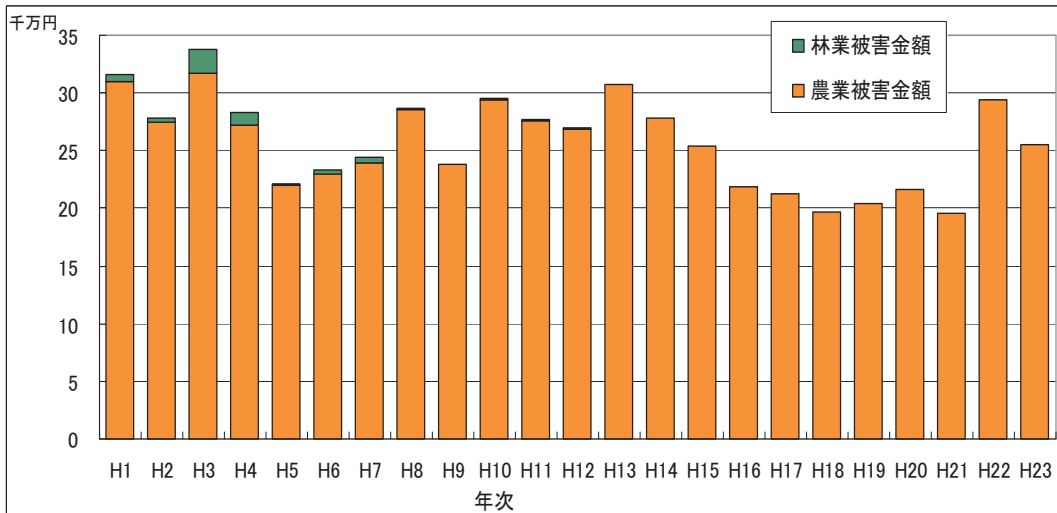


図4 兵庫県におけるイノシシの農業被害金額の推移

個体群の健全な維持としている（兵庫県 2009）。目標設定においては、農業被害と個体数の密度指数である目撃効率との関係性が見られた（坂田ほか 2008）ことから、目標は農業被害の半減を目指すこととしている。具体的には「深刻」な集落の割合 4%以下、「大きい」集落の割合 10%以下とすることとしている（図5；兵庫県、2013）。これらの目標を達成するための方策は、狩猟期間の延長（2期では3月15日までの延長）、ツキノワグマの錯誤捕獲の可能性のない淡路地域においては、くくり罠の直径 12 cm以上の制限解除など主に捕獲促進のための取り組みである。狩猟期間を延長してからは、捕獲数が急激に増加しており、狩猟期間の延長の効果が高いことがうかがえる（図2；松本ほか 2014）。ただし、イノシシの近年の捕獲数は、年変動が大きく、捕獲圧を増大させるなどの狩猟規制緩和以外の要因が、イノシシの捕獲数に影響を与えていることも読み取れる。

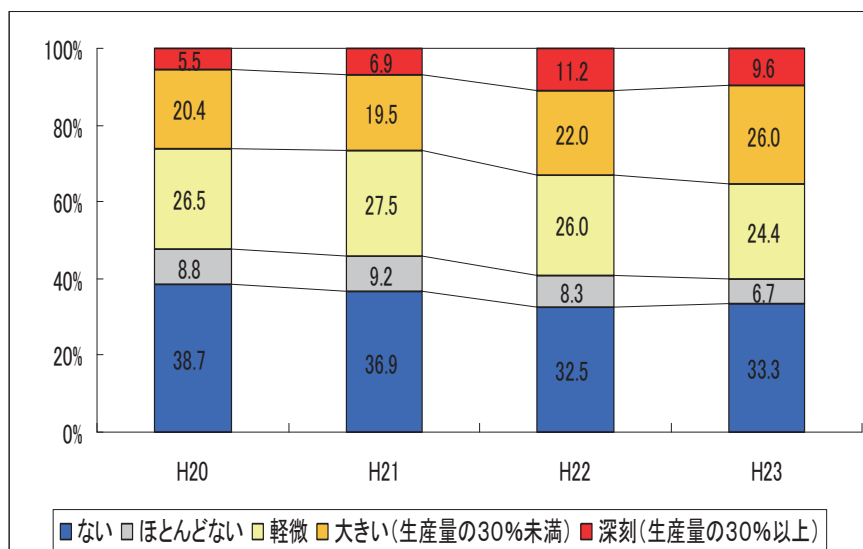


図5 農業被害の程度の年変化（第2期イノシシ保護管理計画より）

1-3. 保護管理計画の課題

農村部におけるイノシシの管理において、今後も捕獲圧の増加と適切な防護柵の設置と管理が重要である。現在の保護管理計画においては、主に捕獲規制の緩和が中心となっているが、今後もその傾向は続くであろう。

特に、イノシシは多胎動物で、成獣の産子数は平均4頭であり (Tsuji, *et al.* 2013; 辻・横山 2014c)、現在の兵庫県における自然増加率は、18.8%から100.3%まで広い変動幅を持つと推定されていることから (松本ほか 2014)、被害や捕獲数も年変動が大きい。個体数の変動や年による資源変動 (藤木ほか 2011) の影響を受けて、捕獲しやすさなどが大きく振れる可能性がある。さらに今後、狩猟者の減少や高齢化により捕獲圧が減少していく可能性が高い (鈴木ほか 2003)。これらを考慮して、今後も強い捕獲圧をかけ続けていくことが必要である。

淡路島には、南部の諭鶴羽山系に在来のイノシシが生息しているが、生息が長い間確認されてこなかった北淡地域に、急激に生息が拡大している問題がある (図3; 松本ほか 2014)。これについては、飼育のイノブタが逃げ出し、交配を繰り返したという説があったが、この地域のイノシシの遺伝子を調べたところ、ブタの遺伝子が確認されている (兵庫県 2009)。ほかにもイノシシの放逐の噂は耐えないため、他地域からイノシシを持ち込み放逐することは、自然個体群の適切な管理の観点から不適切な行為であることを普及・浸透させる必要がある。

さらに兵庫県のイノシシ管理における課題は、農業地域の問題だけではない。六甲山地域における餌付け問題や都市部への出没、それらに伴う人身事故の発生などが非常に大きな課題となっている (辻・横山 2014ab)。これについては10章 (辻・横山 2014a)、11章 (辻・横山 2014b) に詳しくまとめた。このほか、近年これまでイノシシの生息情報のなかった平野部に突発的にイノシシが出没し、人身事故を起こす事例も発生している (太子町 [p://www.town.taishi.hyogo.jp/dd.aspx?menuid=4623](http://www.town.taishi.hyogo.jp/dd.aspx?menuid=4623))。他府県においても都市部におけるイノシシの出没被害が多発しており (香川県 2011)、今後全国的にイノシシの都市や市街地への出没の危険性も高まってきている。市街地におけるイノシシの生息モニタリングと緊急出没体制の構築も重要な課題である。

イノシシにおける個体数の適切な管理は、スタートしたばかりであり、モニタリングを重ねながら、試行錯誤により適正な捕獲圧のかけ方による捕獲の効果を検証していく必要がある。農業被害の防止には、捕獲規制緩和に頼るだけでは不十分であり、適切な集落柵の設置とその管理の仕組みづくりが求められる。特に農地に隣接するイノシシの行動圏は狭く、防除が不十分な場所を学習し出没している (横山ほか 2014) ため、農作物被害の防止には、物理的防衛が不可欠である。過去の歴史から見ても特に農業を営む上でイノシシの防除は永続的に取り組む課題であるため、人間社会の体制を構築することが最も重要であると考えられる。

引用文献

- 赤星心. 2001. イノシシのまち—丹波篠山 高橋春成編「イノシシと人間—共に生きる」. pp.290-313. 古今書院, 東京.
- 朝日稔. 1985. 資源としてのイノシシ. 哺乳類科学. 50 : 27-30.
- 藤木大介・横山真弓・坂田宏志. 2011. 兵庫県内におけるブナ科樹木3種の堅果の豊凶とツキノワグマの餌資源としての評価. 「兵庫県におけるツキノワグマ保護管理の現状と課題」・兵庫ワイルドライフモノグラフ3号・pp39-49. 兵庫県森林動物研究センター.
- 兵庫県. 2013. 第1期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 神戸, 23 pp.
- 兵庫県. 2013. 第2期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 神戸, 18 pp.
- 稲葉一明. 2011. 兵庫県のツキノワグマの出没状況と対策. 「兵庫県におけるツキノワグマ保護管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ3号. pp.1-17. 兵庫県森林動物研究センター.
- 香川県. 2011. イノシシ等が出没したときの対応マニュアル. 香川県イノシシ等対策連絡会議, 15pp<http://www.pref.kagawa.lg.jp/kankyoo/data/topics/pdf/manual.pdf>. 2014. 2. 12 accessed.
- 神崎伸夫. 2001. イノシシの商品化と個体群管理. 高橋春成編「イノシシと人間—共に生きる」. pp.258-288. 古今書院, 東京.
- 神戸新聞社学芸部兵庫探検自然編取材班. 1974. 兵庫探検・自然編. 神戸新聞社, 神戸.
- 内山純蔵. 2005. 縄文人の移動生活—縄文時代の生活パターンの変遷と動因—. 池谷和信・長谷川政美編「日本の狩猟採集文化—野生生物とともに生きる—」. pp.73-97. 世界思想社, 京都.
- 大田猛彦. 2012. 森林飽和—国土の変貌を考える—. pp.260. NHK出版, 東京.
- 岡本大二郎. 1989. 兵庫の猪垣—獣害防除史の1資料として—. 季刊河 - 常民研究史. 加古川流域史学会, 第14巻(2) 42 : 5-11.
- 西村三郎. 2003. 毛皮と人間の歴史. pp. 388. 紀伊國屋書店, 東京.
- 大東—伊藤絵里子・神崎伸夫. 1998. 近・現代のニホンイノシシの個体群トレンド. 野生生物保護, 3: 95-105.
- 坂田宏志・鮫島弘光・横山真弓. 2008. 目撃効率からみたイノシシの生息状況と積雪, 植生, ニホンジカ, 狩猟, 農業被害との関係. 哺乳類科学. 48 : 245-253.
- 鈴木牧・坂田宏志・田中哲夫. 2003. 兵庫県における狩猟者人口の動態. 人と自然, 14 : 33-41.
- 高橋春成. 2006. 人と生き物の地理. 古今書院, 東京, 120 pp.
- 田口洋美. 2000. 列島開拓と狩猟のあゆみ. 東北学, 3 : 67-102.
- 武井弘一. 2010. 鉄砲を手放さなかった百姓たち. 朝日新聞出版社, 東京, 256 pp.
- Tsuji, T., Yokoyama, M., Asano, M., Suzuki, M. 2013. Estimation of the fertility rates of Japanese wild boars (*Sus scrofa leucomystax*) using fetuses and corpora albicans.

Acta Theriol 58(3): 315-323.

- 辻知香・横山真弓. 2014a. 六甲山イノシシ問題の現状と課題. 「兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題.」, ワイルドライフモノグラフ 6号, pp121-134, 兵庫県森林動物研究センター.
- 辻知香・横山真弓. 2014b. 六甲山のニホンイノシシの問題個体の特徴. 「兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題.」 兵庫ワイルドライフモノグラフ 6号, pp135-142. 兵庫県森林動物研究センター.
- 辻知香・横山真弓. 2014c. 兵庫県におけるニホンイノシシの基本的繁殖特性. 「兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題.」兵庫ワイルドライフモノグラフ 6号, pp84-92, 兵庫県森林動物研究センター.
- 松本崇・坂田宏志・岸本康誉. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの生息分布と農業被害の関係. 「兵庫県のニホンイノシシの保護管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 6号, pp9-20. 兵庫県森林動物研究センター.
- 矢ヶ崎孝雄. 2001. シシ垣の分布と構造. 高橋春編「日本のシシ垣」, pp.2-26. 古今書院, 東京.
- 横山真弓・江藤公俊・木下裕美子. 2014. 農地に隣接して生息するニホンイノシシの加害行動の解析. 「兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題.」 兵庫ワイルドライフモノグラフ 6号, pp43-58, 兵庫県森林動物研究センター.

第 2 章

兵庫県におけるニホンイノシシの 生息分布と農業被害の関係

松本 崇^{1,2}・坂田宏志^{1,2}・岸本康誉³

要 点

- ・ 2002 年から 2012 年までの 11 年間の兵庫県におけるイノシシの生息分布、農業被害、被害対策、および対策の効果について、兵庫県内の 4187 集落へのアンケート調査、狩猟者アンケート、および有害捕獲数データなどを用いて調べた。
- ・ イノシシは、阪神沿岸部の一部を除き県内全域に生息していた。西播磨、東播磨、神戸、阪神、淡路島では生息密度が 10 頭/km² を超える高密度地域が多かった。さらに、西播磨、東播磨、神戸、淡路島南部では、2008 年から 2012 年の 5 年間に生息密度が増加している地域が多かった。特に、淡路島南部ではほとんどの地域で 20% 以上増加していた。
- ・ イノシシによる農業被害は、調査期間を通じて継続的・広範囲に渡っていた。特に、但馬、播磨北部、淡路島では深刻な被害を及ぼしていた。また、2008 年から 2012 年にかけて、兵庫県本州部の南側の地域、および淡路島のほとんどの地域で被害程度が深刻化していた。
- ・ 農業被害が深刻と回答した集落ほど柵、捕獲などの対策を行っていた。被害が深刻と回答した集落では、90% 以上が柵、または捕獲を行っており、4 割以上の集落が柵と捕獲の両方の対策を行っていた。
- ・ 2010 年以降、本州部、淡路島ともに捕獲数の増加した地域が多かった。特に、淡路島北部、丹波、但馬、東播磨地域では捕獲数が増加した地域が多かった。
- ・ 防護柵は、ほとんどの集落（73.2%～87.9% 以上）で効果があると回答した。ただし、効果があると答えた集落の割合は 2006 年以降徐々に低下傾向にあった。一方、捕獲の効果があると回答した集落は、2006 年には 3 分の 1 程度（35.4%）だったが、2011 年以降増加し、2012 年にはほぼ半数（47.0%）の集落で効果があると回答した。

Key words : 野生動物管理、獣害、被害対策、保護管理計画、被害防止計画、*Sus scrofa leucomystax*

¹ 兵庫県森林動物研究センター・² 兵庫県立大学自然・環境科学研究所・³(株) 野生動物保護管理事務所

2-1. はじめに

ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) による農業被害は、年々深刻化しており、2010年度には全国でおよそ68億円にも上っている(農水省2012)。兵庫県においても、イノシシによる農業被害額は、高い水準で推移し(兵庫県2012)、2012年度には2億3千万円以上に上り、農作物にもっとも深刻な被害を及ぼす野生動物となっている。イノシシによる農業被害に対して効率的な対策をとるためには、被害状況や対策実施状況、および実施した対策の効果などを県内全域から網羅的に把握する必要がある。さらに、イノシシの生息状況は、同じ市町村内でも大きく異なる上に、防護柵をはじめとした被害対策は集落によっても異なる。そのため被害状況は集落で大きく異なる場合がある。都道府県や市町村レベルで、被害対策や個体数管理の計画を策定するうえでも、集落単位での情報を集約することができれば、より効果的な現状把握ができる。

兵庫県では、被害対策や野生動物管理に必要な情報を集落単位で収集するため、2003年度より農業集落ごとに、野生鳥獣による農業被害の程度や変化、対策の実施状況などを回答してもらうアンケート調査を実施してきた。本論文では、兵庫県下のイノシシの生息・被害状況を集落単位で把握し、効率的な野生動物管理策の策定と意思決定に資するために、イノシシの生息分布、農業被害・対策状況、および対策の効果をも、兵庫県内の4187集落を対象にしたアンケート調査、狩猟者アンケート、および兵庫県が収集した捕獲数データにより明らかにした結果について述べる。

2-2. 方法

1) 兵庫県の5kmメッシュ当たりのイノシシ生息密度推定と密度変化

用いたデータ

有害捕獲数(年度) $i_yugai[i,j]$: i 年度 j メッシュでの有害許可による捕獲数。個体数を反映する指標として用いる。有害捕獲数は市町村ごとに報告されるため、各市町村の有害捕獲数をメッシュ内の森林面積に応じて各メッシュに配分し、各メッシュ当たりの有害捕獲数とした。

狩猟捕獲数 $r_ca[i,j]$: i 年度 j メッシュにおける狩猟による捕獲数。兵庫県では狩猟者登録者全員を対象としたアンケート調査を実施している。シカ・イノシシを対象とした銃猟出猟の度、出猟日、メッシュ番号、同行者数、目撃数、捕獲数を、わな猟の場合は、捕獲日、メッシュ番号、捕獲数をアンケート用紙に記録してもらっている。狩猟捕獲数は、狩猟者アンケートを集計した。個体数を反映する指標として用いる。

目撃効率 $spue[i,j]$: i 年度の狩猟期間中に j メッシュにおいて、狩猟者登録者から得られた銃猟時の目撃効率。個体数を反映する指標として用いる。

森林面積 $f_area[j]$: j メッシュの森林面積。各市町の有害捕獲数をメッシュ当たりの有害捕獲数に変換する際、および生息密度の期待値を計算する際に用いる。

推定方法

第3章で推定した兵庫県本州部・淡路島の個体数、および5kmメッシュ単位の日撃効率、有害・狩猟捕獲数の3つの指標を基に、2002年から2012年までの5kmメッシュ単位のエノシシ密度を推定した。指標ごとに、本州部・淡路島の合計値に対する各メッシュの値の比を算出し、各指標のメッシュ単位の変動係数で補正した。兵庫県本州部・淡路島の合計値に対する各メッシュの値の比をメッシュごとに合計し、3つの指標の合計値 (A_i) とメッシュ当たりの個体数が比例するように、兵庫県本州部・淡路島の個体数を各メッシュに配分した。生息密度は、メッシュごとの個体数を各メッシュ当たりの森林面積で割って算出した。

$A_i = i$ メッシュでの日撃効率 / (全メッシュでの日撃効率の合計値 * 日撃効率の変動係数) + i メッシュでの狩猟捕獲数 / (全メッシュでの狩猟捕獲数の合計値 * 狩猟捕獲数の変動係数) + i メッシュでの有害捕獲数 / (全メッシュでの有害捕獲数の合計値 * 有害捕獲数の変動係数)

A_i : 各メッシュに本州部・淡路島のエノシシの推定個体数を配分するための指数

2) エノシシによる農業被害の程度とその変化

農業集落周辺における鳥獣害、鳥獣害対策の状況、および対策の効果について、「農業センサス」を基本とした4187(2012年度)の農業集落を対象に、2003年から2012年の10年間にわたってアンケート調査(以下、鳥獣害アンケート)を行った。エノシシの被害状況に関する調査項目は以下のとおりである。

対象動物(エノシシ)

いる

→ (通年 春～秋だけ 不明)

いない (下記は記入不要)

農業被害は

ほとんどない

軽微

大きい

深刻

農業被害程度の分布状況を空間的に把握するために、被害地程度は集落単位で得られた生息の有無と農業被害の程度から0から4までの数値(0: いない、1: ほとんどない、2: 軽微、3: 大きい、4: 深刻)に変換し、ArcGIS (Esri社) のSpatial AnalystのIDW(逆距離加重法)により推定した。なお、内挿処理に利用するポイントまでの距離は5kmとした。さらに、2008年と2012年の農業被害程度の数値データを用いて

最近 5 年間の農業被害程度の変化を算出し、ArcGIS (Esri 社) の Spatial Analyst の IDW (逆距離加重法) により農業被害程度の分布状況を推定した。農業被害程度の変化についても内挿処理に利用するポイントまでの距離は 5km とした。

3) 集落における被害対策とその効果

集落における被害の程度と対策実施状況の関係、および被害対策とその効果を明らかにするため、上記の鳥獣害アンケートにおいてこれまで獣害対策として実施した対策を尋ねた。対策実施状況に関する調査項目は以下のとおりである。

捕獲 無 有 (頭ぐらい 頭数不明)
 →効果 (無 有 不明)

防護柵

無 有 (ネット 電気柵
 金網柵 トタン柵)
 →効果 (無 有 不明)

4) 狩猟期間延長の効果

被害対策としての捕獲を強化するため、2010 年から狩猟期間を 1 か月間延長し、11 月 15 日から 3 月 15 日までとした。猟期の延長が捕獲拡大に及ぼす影響を調べるため、猟期の捕獲数 (銃猟のみ) を通常期間と延長期間にわけて集計した。さらに通常期間と延長期間の銃猟による捕獲効率を調べた。捕獲期間別の捕獲数、および捕獲効率は、狩猟者アンケートから集計した。捕獲効率は捕獲数を延べ同行者数・出猟日数で除して算出した。

5) 捕獲状況

兵庫県におけるイノシシの捕獲状況を空間的、時間的に把握するため、1) 5km メッシュ当たりの生息密度推定、で用いた 2002 年から 2013 年までのメッシュ当たりの捕獲数 (狩猟・有害別) のデータを用いて、メッシュ当たり捕獲数の分布と時間的変動を調べた。さらに、兵庫県全体の捕獲動向把握のため、兵庫県全体の捕獲数 (有害・狩猟別) の年次変動も調べた。

2-3. 結果と考察

1) 兵庫県の 5km メッシュ当たりのイノシシ生息密度推定と密度変化

阪神沿岸のごく一部を除き、イノシシは兵庫県全域に生息していた (図 1)。10 頭/平方 km 以上の高密度地域は、2002 年の時点では淡路島の南北端と阪神、東播、但馬地域のごく一部に限られていたが、徐々に広がり 2010 年には、淡路島の大半、但馬、播磨、丹波、阪神、神戸地域にも広がった。2011 年以降高密度地域は微減傾向だった。

2008年から2012年の変化率は、本州部の中部や北部は減少している地域が多かったが、本州部南部や淡路島は増加している地域がほとんどであった（図2）。

2) イノシシによる農業被害の程度とその変化

イノシシによる農業被害がないと回答した集落は28.9%（2003年）～35.2%（2007年）で、農地のほとんどない阪神地域を除き県下の大半の地域でイノシシによる被害が報告された（図3）。2008年から2012年の被害程度が深刻化している地域は、ほぼ密度が増加している地域と重なっており、淡路島全域、本州部南部、西播北部、中播北部では特に被害が深刻化している地域が多かった（図4）。

3) 集落における被害対策とその効果

被害対策として防護柵の設置と捕獲の状況を被害程度によって分類し、集計した（図5）。坂田（2012）同様、被害程度が深刻な集落ほど何らかの対策を実施していた。被害が深刻と回答した集落では、70.0%が柵、または捕獲を行い、32.3%が柵と捕獲の両方の対策を行っていた。一方、被害がほとんどないと回答した集落では、柵、または捕獲を行っている集落は41.1%にとどまった。対策手段のうち、防護柵を設置している集落は、被害が深刻、または大きいと回答した集落のうち60%以上を超えた。一方、捕獲を実施している集落は、被害が深刻と回答した集落のなかでも37.3%にとどまった。

防護柵の効果は、77.2%の集落で認められていた（図6）。ただし、柵の効果があると回答した集落の割合は、2006年の87.9%から2012年の75.8%まで徐々に減少傾向にあった。効果があると回答した集落数はあまり変わらなかったが、効果がないと回答した集落数がやや増加したため、効果があると回答した集落の割合がやや減少したと考えられる。一方、捕獲の効果は、柵に比べあまり認められていない。しかし、捕獲の効果と認める集落数は徐々に増加し、2006年の35.4%から2012年の47.0%と増加傾向にあった（図7）。特に、2011年以降の捕獲拡大以降、捕獲の効果と認める集落数が急速に増加した。

4) 狩猟期間延長の効果

延長期間の捕獲効率は3年とも通常期間の捕獲効率よりもやや低い傾向にあった（図8）。さらに、捕獲数は、2010年には増加したが以降減少した。しかし、通常期間、延長期間ともに捕獲効率は2010年以降減少しており、猟期の延長がなければ捕獲数は、減少していたと考えられる。したがって、猟期の延長は、捕獲効率の低下に伴う捕獲数の減少程度を抑えるという意味で効果があったと考えられる。

5) 捕獲状況

有害駆除と狩猟を合わせた総捕獲数は、年により変動があるものの2010年までは増

加傾向にあった（図9）。とくに、有害捕獲数は、2005年を除き単調に増加した。総捕獲数のうち有害捕獲数が占める割合は、2002年には25.0%だったのが2012年には51.3%まで上昇した。2010年以降捕獲数は減少した。捕獲数は、2010年以降、生息密度の高い但馬、東播、丹波、淡路島地域で多くなっていた（図10）。

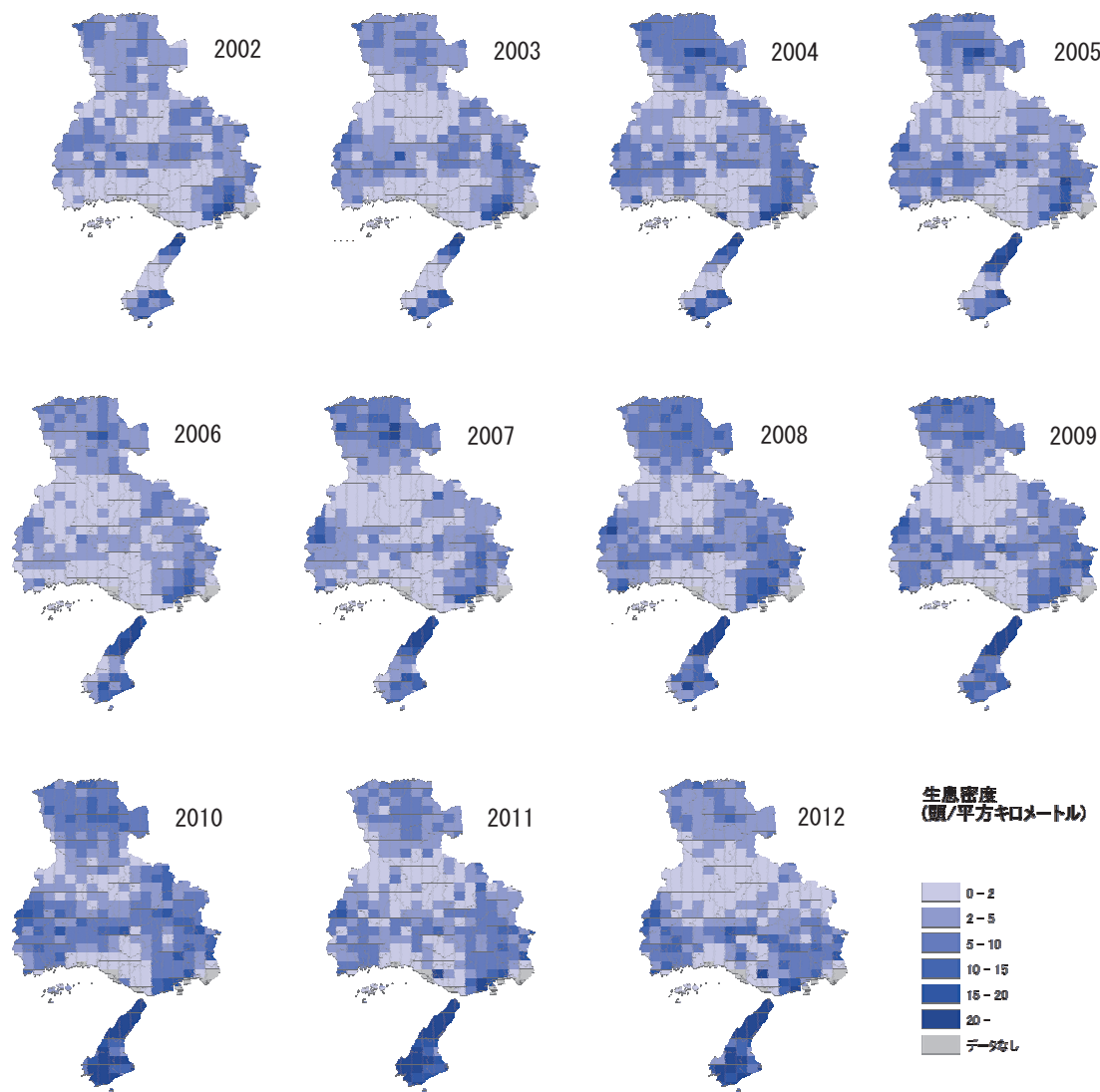


図1 兵庫県内の狩猟メッシュあたりのイノシシの生息密度の分布

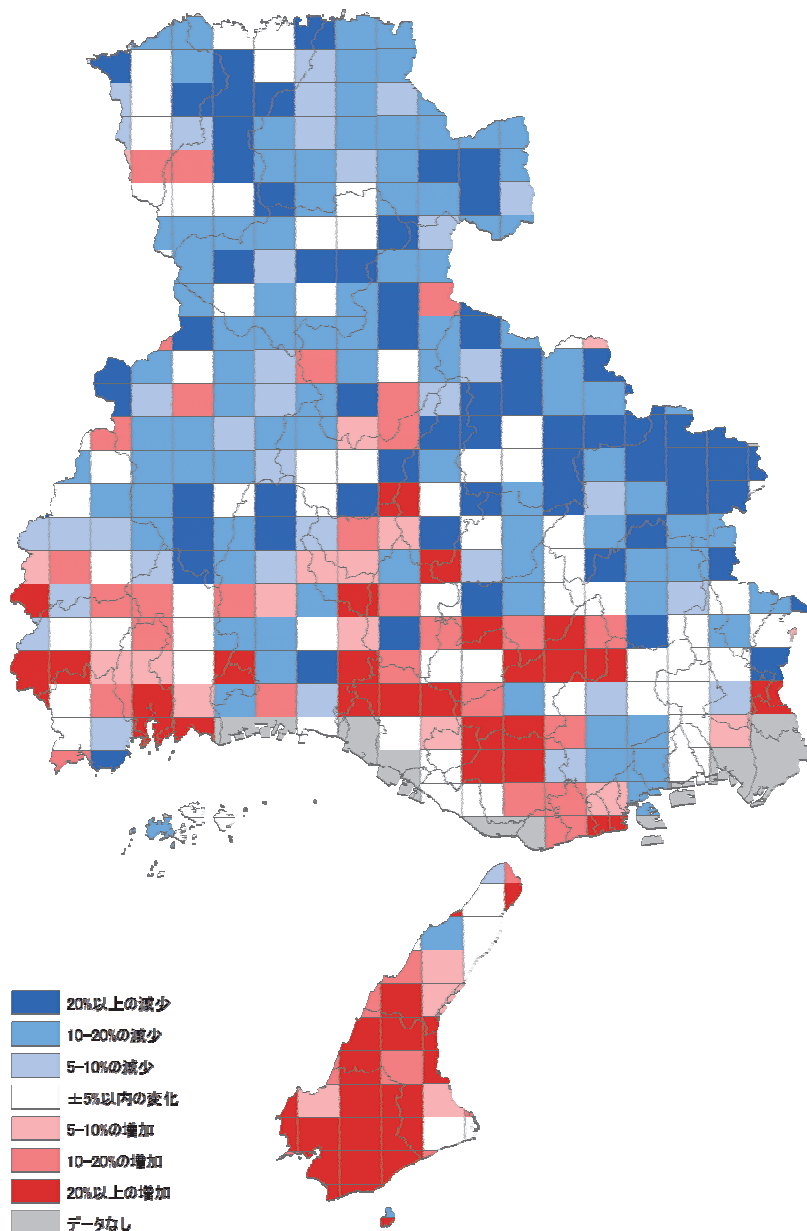


図2 狩猟メッシュあたりのイノシシの生息密度の最近5年間（2008年～2012年）の変化率の分布

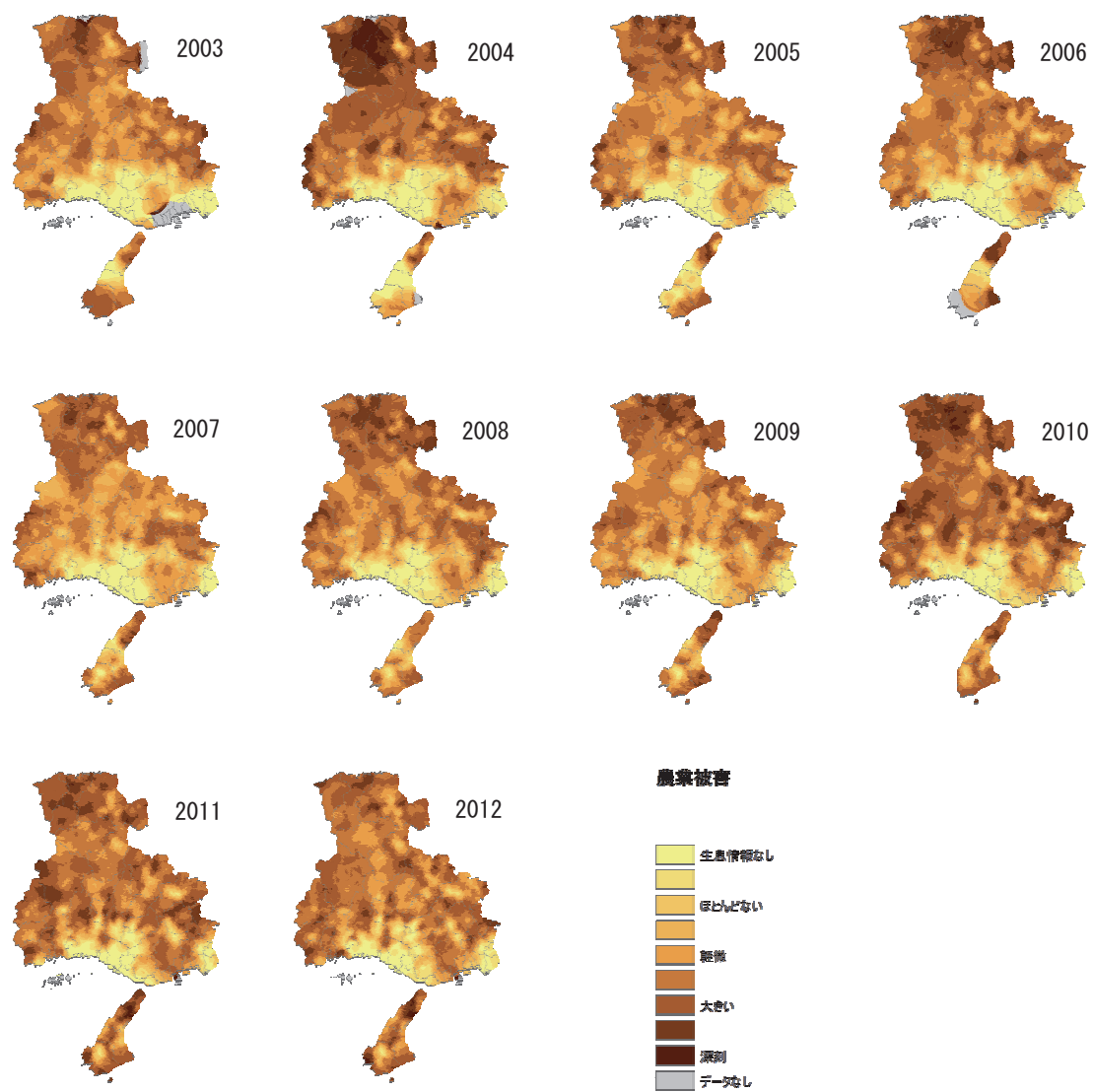


図3 集落へのアンケート調査で明らかになったイノシシによる農業被害の分布

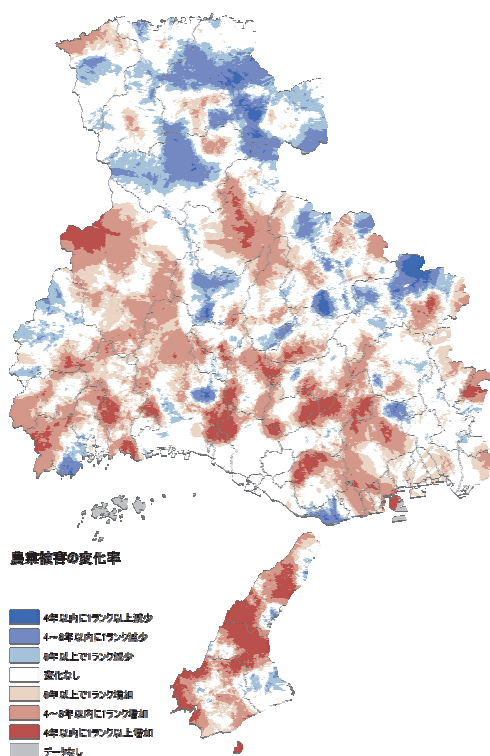


図4 イノシシによる農業被害の最近5年間（2008年～2012年）の変化率の分布

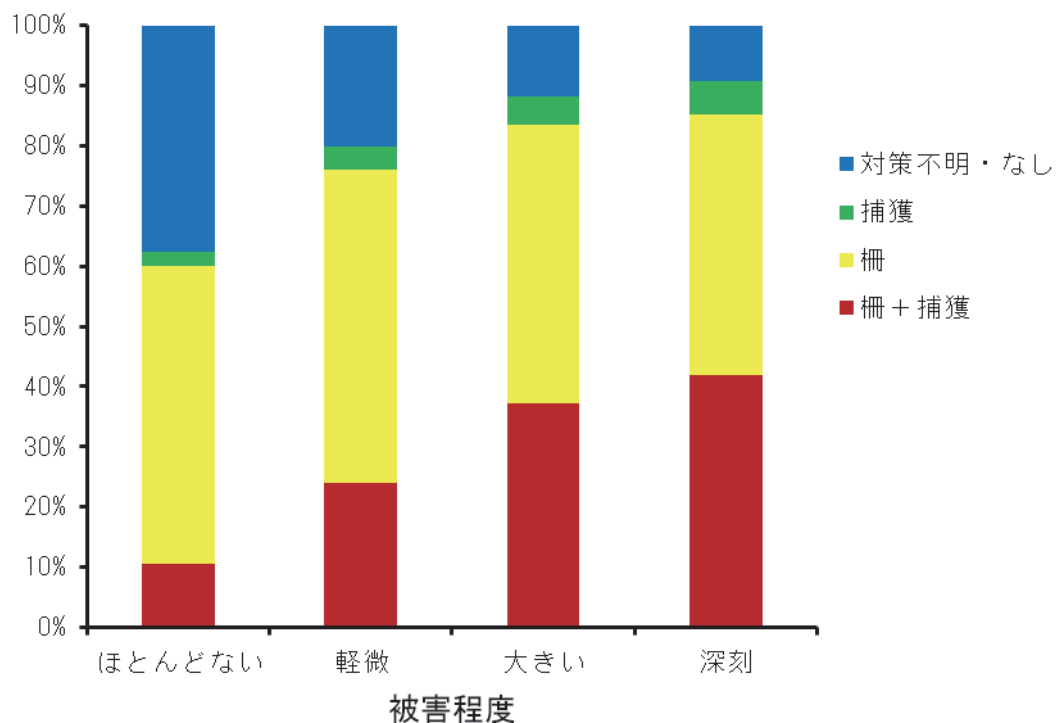


図5 イノシシによる被害程度別の対策実施集落の割合

2003年から2012年までの10回の調査で被害があると回答した集落をすべて含めて集計した。

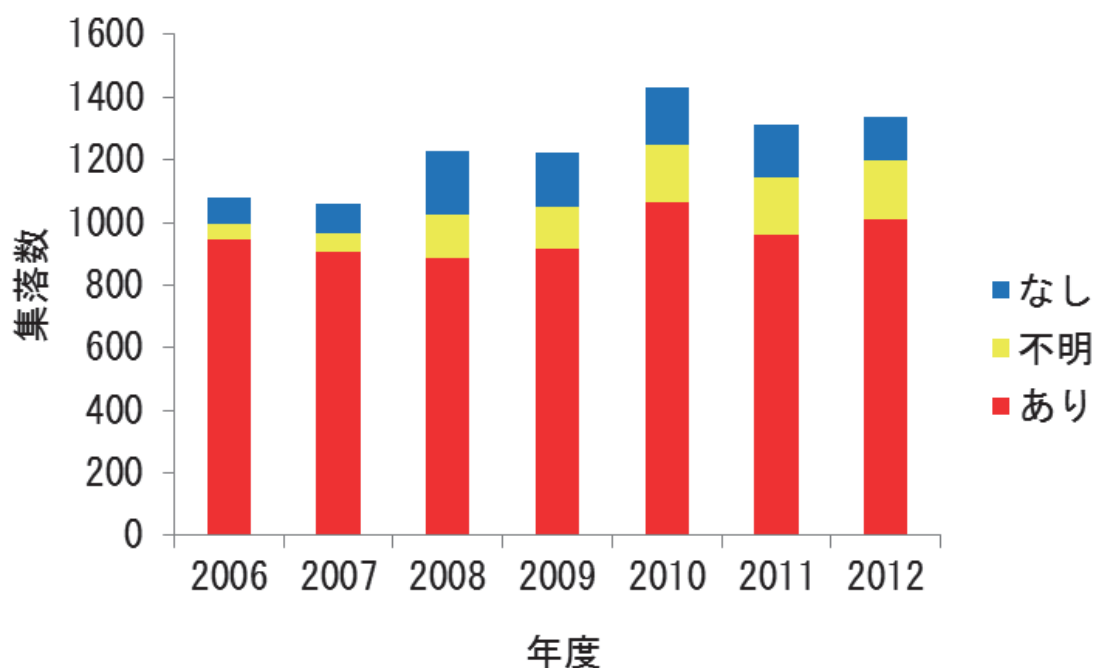


図6 集落からみた防護柵の効果

2006年から2012年までの集落アンケート調査で防護柵の効果について回答した集落数を示した。

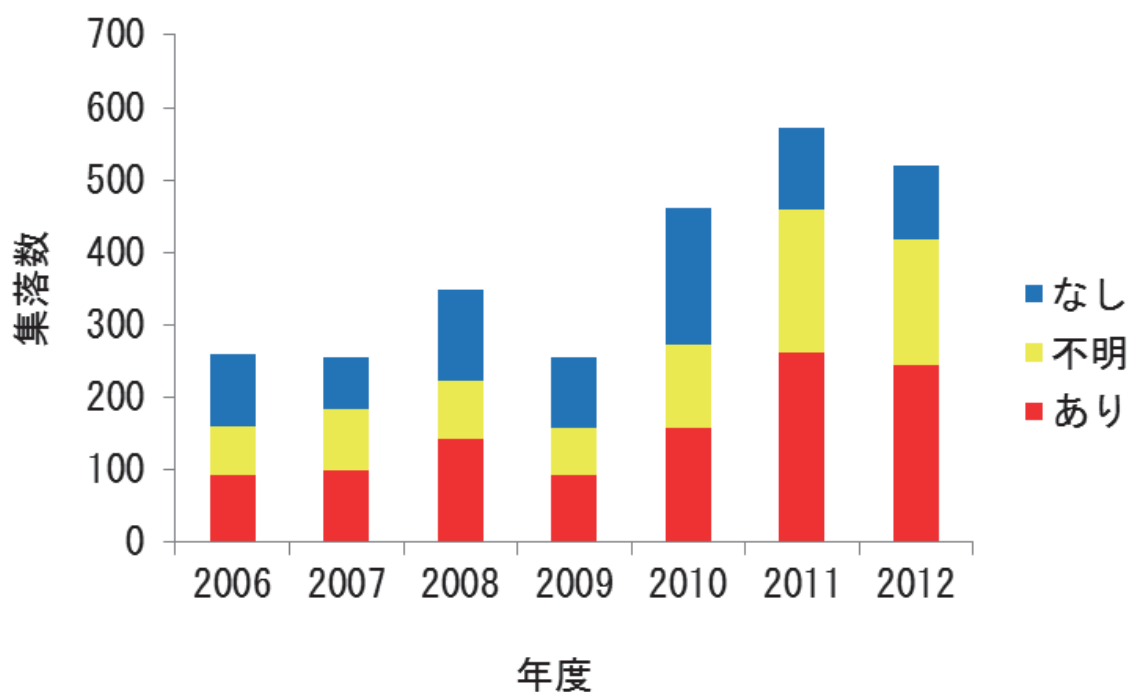


図7 集落からみた捕獲の効果

2006年から2012年までの集落アンケート調査で捕獲の効果について回答した集落数を示した。

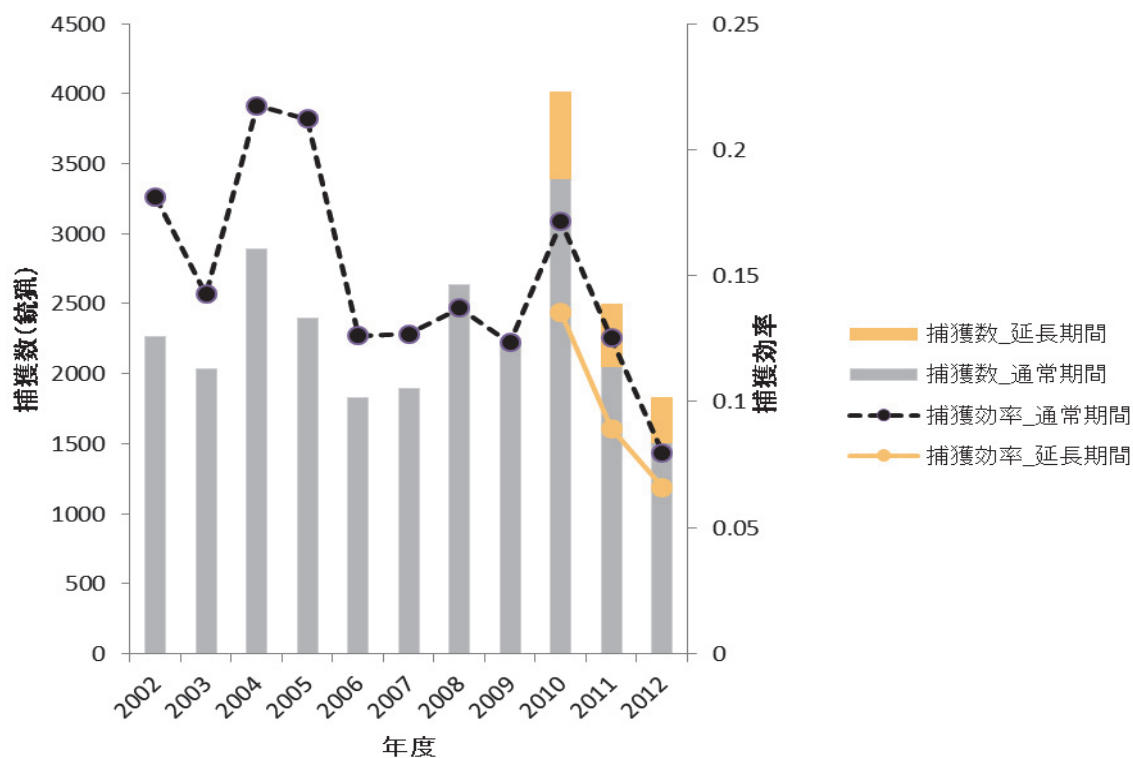


図8 年度別の捕獲数と捕獲効率

2010年以降は、通常期間（11月15日から2月15日）と延長期間（2月16日から3月15日）ごとに示した。

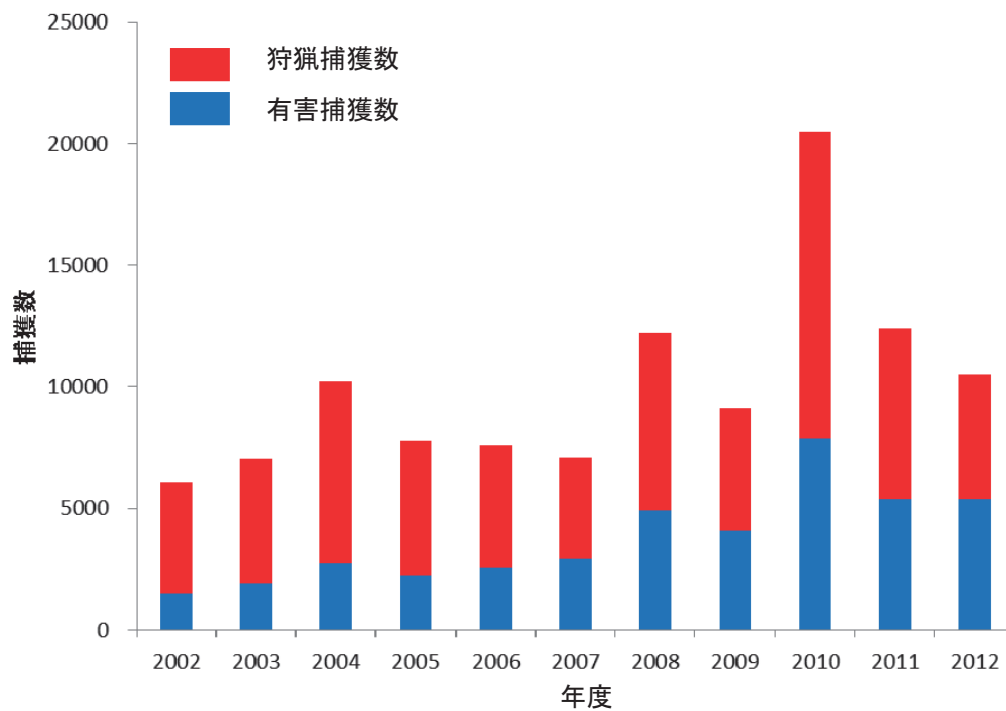


図9 捕獲数（狩猟・有害別）の年次変化

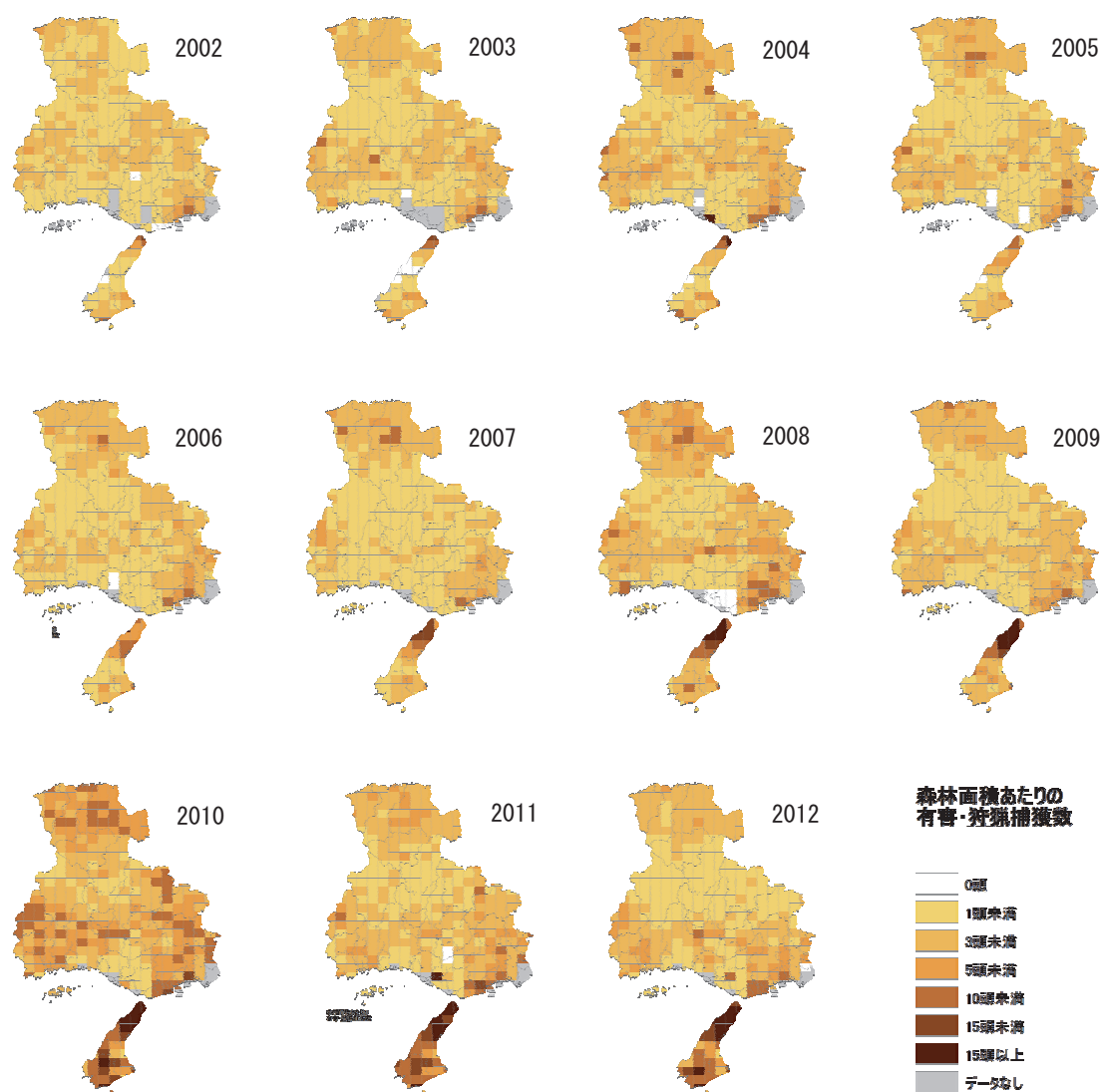


図10 兵庫県内の狩猟メッシュあたりの捕獲数の分布

引用文献

兵庫県. 2012. 第2期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 神戸, 18pp.

岸本康誉. 2010. シカ・イノシシによる被害の状況. 「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レポート2号, pp.5-15. 兵庫県森林動物研究センター.

坂田宏志. 2010. シカ・イノシシの被害対策の状況. 「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レポート2号, pp.16-28. 兵庫県森林動物研究センター.

SAS Institute Inc. 2011. SAS/STAT® 9.3 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.

第 3 章

兵庫県におけるニホンイノシシの個体群動態の推定

松本 崇^{1,2}・坂田宏志^{1,2}・岸本康誉³

要 点

- ・ 2012 年までに入手されたデータから、兵庫県に生息するイノシシの自然増加率や個体数について、階層ベイズモデルを構築し、マルコフ連鎖モンテカルロ法によって推定した。
- ・ 個体数の推定は兵庫県本州部と淡路島にわけて行った。
- ・ 推定にあたっては、銃猟時の目撃効率、狩猟捕獲数、有害捕獲数のデータを基に、それぞれデータの誤差変動を組み込んだモデルを構築した。
- ・ 自然増加率は、中央値で 18.8% から 91.5% (本州部)、24.0% から 100.3% (淡路島) の値をとった。
- ・ 推定個体数の中央値は、2012 年の年末の段階で、本州部では 16,478 頭 (90%信頼限界では 8,143~47,213 頭程度)、淡路島では 8,237 頭 (90%信頼限界では 3,871~19,161 頭程度)、と推定された。

key words : 個体数管理、自然増加率、ベイズ推定、マルコフ連鎖モンテカルロ法、個体数推定

3-1. はじめに

兵庫県では、特定鳥獣保護管理計画に基づいて、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) の管理に取り組んでいるが (兵庫 2010)、適切な個体数管理を行うためには、個体群動態を推定し、捕獲の効果や影響の検証する必要がある。この論文では、兵庫県におけるイノシシの自然増加率や生息個体数などを推定し、個体数管理の現状と、推定手法の長所・短所を考察する。

自然増加率や個体数の推定は、捕獲数の年次変動を主要な情報源とした Harvest-based model (Yamamura *et al.* 2008) を基本モデルと採用する。Harvested-based model を基本モデルとした個体数推定は、1) 捕獲数と連動した推定であるため野生動物の個体数管理を行う上で重要な捕獲目標の設定に適している、2) 狩猟捕獲数、有害捕獲数ともに行政が通常業務として集計しているので、推定のために資金と労力をかけて新たな調査を行う必要がない、3) 全県下から網羅的なデータが得

¹ 兵庫県森林動物研究センター・² 兵庫県立大学自然・環境科学研究所・³ (株) 野生動物保護管理事務所

られる、4) 自治体の獣害担当者が集計・把握し、住民にも共有されている数値を基に推定を行うので、利害関係者の感覚と推定値の乖離が少なく、合意形成がスムーズである、などの利点がある。

今回の推定には、兵庫県で体系的に収集している 2002 年から 2012 年までのデータを用いる。具体的には、兵庫県森林動物研究センターが収集している狩猟登録者の報告に基づく銃猟時の平均目撃数（目撃効率）、狩猟による捕獲数、有害捕獲許可による捕獲数である。

推定は、捕獲数はじめ、上記のデータと時系列的な関係を記述する階層ベイズモデルを構築し、マルコフ連鎖モンテカルロ法を用いて行った。これらの作業の中では、自然増加率、個体数の他に、捕獲率や目撃効率と個体数の関係を表す係数に加え、観測データに含まれる誤差変動の大きさなどを構築したモデルの中で推定する。

狩猟や有害駆除における捕獲率は、市町村や都道府県が設定する捕獲数や個体群管理事業の内容によって大きく左右される。これらの変動は、目標捕獲数の変更や捕獲技術の向上、狩猟者数などの社会情勢の変化に伴い、年を追うにつれて、徐々に変動する可能性が高い。同様に、狩猟時の目撃効率についても、管理事業の内容の変更や調査への協力状況に応じて、経年的に変化する可能性がある。これらの問題を解決するため、年によって個々に変動する誤差ではなく、年を経るにつれて徐々に変動する誤差を組み込み、管理計画の進捗状況などの社会的要因の変化が推定に及ぼす影響を考慮した。

また、捕獲率の変動は、社会的な要因だけではなく、食物資源量の変動に代表される自然環境の変化によっても左右される。ブナ科の堅果類は、その豊凶がツキノワグマ（藤木ほか 2011）をはじめ、野生動物の出没や捕獲状況を左右する代表的な食物資源である。本種についても、秋季には主要な食物資源として堅果類を利用している（小寺・神崎 2001）ことから、豊凶の程度によって捕獲率が変動する可能性は高い（上田ほか 2013）。そのため、ブナ科堅果類の豊凶調査を行っている本州部の推定では、狩猟と有害捕獲時の捕獲率について、豊凶調査データを使用して、豊凶の影響を補正するモデルを構築した。淡路島では、豊凶調査を行っていないため、豊凶の影響は補正できなかった。

さらに、本種は、増加率が年によって大きく変動することが報告されていることから、その年次変動についても推定するように、モデルを構築した。

本論では、以上のような基本的な考え方にに基づき推定を行って結果を検討し、兵庫県のイノシシの捕獲と個体群の状況を考察する。

3-2. 方法

「3-1. はじめに」で述べた基本的な考え方に沿って、具体的な Harvested-based model に基づいた階層ベイズモデルとマルコフ連鎖モンテカルロ法による推定を、以下のようなデータと方法で行った。

対象とする期間と地域

対象期間は、2002 年から 2012 年までとした。対象地域は兵庫県本州部、および淡路島とする。

用いたデータ

推定には以下のデータを使用した。

有害捕獲数（年度） $i_yugai[i]$: i 年度の有害許可による捕獲数。個体数を反映する指標として用いる。

目撃効率 $spue[i]$: i 年度の狩猟期間中に、狩猟者登録者から得られた銃猟時の目撃効率。個体数を反映する指標として用いる。

狩猟捕獲数 $r_ca[i]$: i 年度の狩猟による捕獲数。個体数を反映する指標として用いる。

有害捕獲数（年） $y_ca[i]$: i 年度の 1 月から $i+1$ 年度の 12 月までの有害許可による捕獲数。

森林面積 f_area : 兵庫県本州部または淡路島の森林面積。生息密度の期待値を計算する際に用いる。

ブナ科堅果類の豊凶指数 $nut[i]$: i 年の豊凶指数。人と自然の博物館及び森林動物研究センターの調査結果から集計したツキノワグマの出没地域での豊凶指数（藤木ほか 2011）。実際の推定には、自然対数をとって平均 0、分散 1 に標準化して用いる。淡路島では豊凶指数のデータをとっていないので本州部の推定でのみ用いた。

以上の方法で収集したデータセットを表 1 に示す。

推定するパラメータ

以下の考え方に基づいて、本州部では、 $lire_{2002-2011}$ 、 lr_spue 、 pre_{2002} 、 pyp_{2002} 、 $\ln Nins$ 、 lk 、 pr 、 pyr 、 $nutx_{2002-2004}$ 、 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai 、 $ran_ryo_{2002-2011}$ 、 $ran_yugai_{2002-2011}$ 、 $ran_s_{2002-2011}$ 、 v_ran_ryo 、 v_ran_yugai 、 v_ran_s の 56 の変数、淡路島では $lire_{2002-2011}$ 、 lr_spue 、 pre_{2002} 、 pyp_{2002} 、 $\ln Nins$ 、 lk 、 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai 、 $ran_ryo_{2002-2011}$ 、 $ran_yugai_{2002-2011}$ 、 $ran_s_{2002-2011}$ 、 v_ran_ryo 、 v_ran_yugai 、 v_ran_s の 51 変数について推定し、目的である自然増加率や個体数を推定する。推定変数の初期値と事前分布は表 2 のとおりで、各推定変数の定義と事前分布設定の際の考え方は、以下のとおりである。

1. 自然増減率の対数値 $lire[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2011$) : 出生と自然死亡の結果としての雌雄合わせた全個体数に対する増減の比率とする。 $lire$ については、環境省の特定哺乳類生息動向調査の個体数推定（環境省生物多様性センター 2011）に採用された事前分布を用いる。また、 $\exp(lire)$ を自然増加率 ire とする。
2. 環境収容力の対数値 lk : 年による変動はなく、推定期間中、一定であると仮定する。 lk の事前分布は正規分布を仮定し、事前の情報はないため、分散は大きめに設定する。

表 1-1 入力データセット (本州部)

年	有害捕獲数 (次年)	狩猟捕獲数	森林面積 (km ²)	有害捕獲数 (年度)	目撃 効率	豊凶 指数
2002	1888	4061	5362.74	1302	0.25	
2003	2337	4522	5362.74	1704	0.21	
2004	2015	6456	5362.74	2394	0.26	
2005	2278	4877	5362.74	2006	0.26	0.11
2006	2170	4460	5362.74	2186	0.18	-1.42
2007	3754	3583	5362.74	2265	0.19	1.00
2008	3159	6543	5362.74	3828	0.21	-0.09
2009	6139	4204	5362.74	2973	0.17	1.33
2010	3890	10580	5362.74	6389	0.20	-1.52
2011	3836	5311	5362.74	3718	0.15	-0.30
2012		3511	5362.74	3723	0.12	0.91

表 1-2 入力データセット (淡路島)

年	有害捕獲数 (次年)	狩猟捕獲数	森林面積 (km ²)	有害捕獲数 (年度)	目撃 効率
2002	211	229	336.86	212	0.40
2003	310	352	336.86	204	0.50
2004	220	397	336.86	315	0.58
2005	346	373	336.86	237	0.74
2006	646	383	336.86	372	0.46
2007	976	441	336.86	670	0.52
2008	1156	582	336.86	1069	0.52
2009	1505	749	336.86	1110	0.47
2010	1767	1937	336.86	1459	0.52
2011	1600	1552	336.86	1690	0.39
2012		1496	336.86	1662	0.43

3. 生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値 $\ln_spue[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2012$): $\ln_spue[i]$ は前年の値からランダムに変動(ランダムウォーク)すると考え、 $\ln_spue[i+1] = \ln_spue[i] + \text{ran_s}[i]$ とする。 \ln_spue 2002の事前の情報には十分でないため、事前分布の分散は大きめに設定する。 ran_s は、平均0、分散 v_ran_s の正規分布に従う階層的な事前分布を設定する。この分散 v_ran の事前分布は形状母数、尺度母数ともに0.01の逆ガンマ分布を用いた。また、 $\exp(\ln_spue[i])$ を $rs[i]$ とした。

4. 狩猟時の捕獲率 $pr[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2012$) : 狩猟の捕獲数の生息個体数に対する比率を表す。この係数は、0 から 1 の間で変動すると考え、 $pr[i]=1/(1+\exp(-(\text{pre}[i]+\text{pr}r \times \text{nut}[i])))$ とし、 $\text{pre}2002$ と $\text{pr}r$ を推定する。 $\text{pre}[i]$ は前年の値からランダムに変動（ランダムウォーク）すると考え、 $\text{pre}[i+1]=\text{pre}[i]+\text{ran_ryo}[i]$ とする。 $\text{pre}2002$ 、 $\text{pr}r$ ともに事前の情報は十分でないため、事前分布の分散は大きめに設定する。この ran_ryo は、平均 0 で分散 v_ran_ryo の正規分布に従う階層的な事前分布を設定した。この分散 v_ran_ryo の事前分布は形状母数、尺度母数ともに 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
5. 有害時の捕獲率 $py[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2012$) : 有害の捕獲数の生息個体数に対する比率を表す。この係数は、0 から $1 - pr[i]$ の間で変動すると考え、 $py[i]=(1-pr[i])/(1+\exp(-(\text{pyp}[i]+\text{py}r \times \text{nut}[i])))$ とし、 $\text{pyp}2002$ と $\text{py}r$ を推定する。また、 $\text{pyp}[i]$ は時間的な変化に伴い、前年の値からランダムに変動（ランダムウォーク）すると考え、 $\text{pyp}[i+1] = \text{pyp}[i]+\text{ran_yugai}[i]$ とする。 $\text{pyp}2002$ 、 $\text{py}r$ ともに事前の情報は十分でないため、事前分布の分散は大きめに設定する。この ran_yugai は、平均 0 で分散 v_ran_yugai の正規分布に従う階層的な事前分布を設定した。この分散 v_ran_yugai の事前分布は形状母数、尺度母数ともに 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
6. 4、5 の $\text{nut}[i]$ について、2005 年から 2012 年は、実測値の対数を平均 0、分散 1 に標準化した値 ($\text{nut}[i]$) を用いる。調査を行っていない年の豊凶指数 $\text{nut}[i]$ については、推定値である $\text{nutx}[i]$ を代入する。この $\text{nutx}[i]$ の事前分布は平均 0、分散 1 の正規分布に従うとした。本州部でのみ推定した。
7. 2011 年の生息個体数の自然対数値 $\ln N_{ins}$: 事前分布は正規分布とし、平均値には兵庫県が前年に行った個体数の推定値（本州部；坂田ほか 2012、淡路島；関ほか 2012）を用いた。ただし、2011 年度の個体数の信頼区間に関する事前の情報は少ないため、分散は大きめに設定した。2002 年から 2011 年までのデータは前回の推定と今回の推定とで 2 回用いることになる。しかし前回と推定値が著しく異なり、推定値の信頼が失われることを防ぐため、前回の推定値の平均値のみを事前分布の平均として用いた。完全にデータの二度使いとなることを防ぐため、事前分布の分散は広く設定した。
8. 目撃効率、狩猟捕獲数、有害捕獲数の期待値からの誤差分散 v_spue v_ryo v_yugai : それぞれ、観測モデルで示す確率分布の誤差分散として観測データから推定する。これらの誤差分散の事前分布は、形状母数 0.01、尺度母数 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
9. 各推定変数の初期値は、事前分布の期待値とした。 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai 、 v_ran_s 、 v_ran_ryo 、 v_ran_yugai については、それぞれ初期値を 0.01 とした。

表 2-1 推定した変数とその初期値、および事前分布（兵庫県本州部）

推定変数	ブロック	初期値	事前分布
lire2002-2011	1	0.0865	正規分布((log(1.4)-0.5*0.5), var=0.5)
lk	1	4.1052	正規分布(log(100)-0.5*1, var=1)
lr_spue	1	-2.3026	正規分布((log(0.1)), var=5)
pre2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
pry2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
lnNins	1	9.8152	正規分布(9.8152, var=0.5)
v_ran_ryo	2	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_yugai	3	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_s	4	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_spue	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ryo	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_yugai	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
ran_s2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_s)
ran_ryo2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_ryo)
ran_yugai2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_yugai)
nutx2002-2004	7	0	正規分布(0, var=1)
prr	7	0	正規分布(0, var=10)
pyr	7	0	正規分布(0, var=10)

事前分布の引数は、正規分布（期待値、分散）、逆ガンマ分布（形状母数、尺度母数）、ベータ分布（形状母数 α 、形状母数 β ）を示す。

表 2-2 推定した変数とその初期値、および事前分布（兵庫県淡路島）

推定変数	ブロック	初期値	事前分布
lire2002-2011	1	0.0865	正規分布((log(1.4)-0.5*0.5), var=0.5)
lk	1	4.1052	正規分布(log(100)-0.5*1, var=1)
lr_spue	1	-2.3026	正規分布((log(0.1)), var=5)
pre2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
pry2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
lnNins	1	8.8979	正規分布(8.8979, var=0.5)
v_ran_ryo	2	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_yugai	3	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_s	4	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_spue	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ryo	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_yugai	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
ran_s2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_s)
ran_ryo2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_ryo)
ran_yugai2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_yugai)

事前分布の引数は、正規分布（期待値、分散）、逆ガンマ分布（形状母数、尺度母数）、ベータ分布（形状母数 α 、形状母数 β ）を示す。

個体群動態の過程モデル

個体群動態の過程モデルは、Beverton-holt モデルを採用した。全生息個体数は 2011 年を起点とし、

翌年の 2012 年までの変化を

$$\beta[2011] = (\text{ire}[2011] - 1) / (k \times f_area[2011])$$

$$N[2012] = (\text{ire}[2011] \times N[2011] / (1 + \beta[2011] \times N[2011])) - \text{caa}[2011]$$

2002年までの変化を

$$\beta[i] = (\text{ire}[i] - 1) / (k \times f_area[i])$$

$$N[i] = (\text{caa}[i] + N[i+1]) / (\text{ire}[i] - \beta[i] \times (\text{caa}[i] + N[i+1]))$$

のように変化するものと仮定する。

ここで、 $N[i]$ は、 i 年の生息個体数を示す。また、 $\text{caa}[i]$ は、 i 年の捕獲数であり、 i 年の狩猟捕獲数 $r_ca[i]$ と有害捕獲数 $y_ca[i]$ の合計値である。

2011年の個体数は $N_{2011} = \text{round}(\exp(\ln N_{\text{ins}}))$ とした。なお、生息個体数は、年末時点での個体数を想定している。

観測モデル

推定する個体数と観測されるデータとの関係を示す観測モデルは以下のとおりとする。

1. 目撃効率に関する観測モデル

$$\log(\text{SPUE}[i]) = \log(\text{rs}[i] \times N[i] / f_area) - 0.5 \times v_spue + e_spue[i]$$

2. 狩猟捕獲数に関する観測モデル

$$\log(r_ca[i]) = \log(\text{pr}[i] \times N[i]) - 0.5 \times v_ryo + e_ryo[i]$$

3. 有害捕獲数に関する観測モデル

$$\log(i_yugai[i]) = \log(\text{py}[i] \times N[i]) - 0.5 \times v_yugai + e_yugai[i]$$

$e_spue[i]$ 、 $e_ryo[i]$ 、 $e_yugai[i]$ は、誤差変動を示し、それぞれ期待値 0、分散が v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai の正規分布に従うものとする。

マルコフ連鎖モンテカルロ法

これまで述べたデータとモデルおよび事前分布の設定にもとづいて、マルコフ連鎖モンテカルロ法 (Gilks *et al.* 1996) による推定を行った。この推定は SAS/STAT9.3 の MCMC Procedure を用いた (SAS Institute Inc. 2011)。

サンプリング

推定変数を表 2 のとおり本州部の推定では 7 つ、淡路島では 6 つのブロックに分けて、メトロポリス法と conjugate サンプリングによる独立サンプラーを用いて事後分布をサンプリングした。サンプリング回数については、最初の 100 万回はサンプリングせず、本州部の推定では次の 5000 万回のうち 5,000 回に 1 回サンプリングし、淡路島の推定では次の 2000 万回のうち 2,000 回に 1 回サンプリングし、計 1 万回のサンプリングを行った。

提案分布は、正規分布とし、実際のサンプリング回数に合わせて 5 万回のサンプリングによる事後分布にもとづいて、Roberts *et al.* (1997) の示した最適な採択率 23.4% を目標に $\pm 7.5\%$ の範囲の採択率になるように、スケールと共分散行列のチューニングを行った。

収束判定

収束判定は、有効サンプルサイズ (Kass *et al.* 1998) と Geweke 検定 (Geweke 1992) の 2 つの基準で確認した。有効サンプルサイズによる判定では、これが 500 以上であることを基準とした。Geweke 法では、サンプリングされたデータのうち、最初の 1,000 回と最後の 5,000 回の期待値の差を検定した。棄却水準は 0.05 とした。

3-3. 結果

収束状況

いずれの推定変数についてもサンプリングの際の自己相関はほとんどなく、有効サンプル数は 500 を超え、良好なサンプリングができたと判断された。Geweke 検定の結果も本州部の推定の lire2007、と lire2009 以外は有意差が検出された変数はなかった。本州部の推定では合計 56 の変数を推定したため、5%水準では偶然によっても 3 変数程度に有意差がでてしまうため、2 つの変数で有意差がでることは許容範囲と判断した。

推定値

推定した変数の事後分布は表 3 の通りであった。また、事前分布と事後分布の形状を図 1 に示した。表 3 の結果に基づいて計算した自然増加率(ir)、目撃効率の係数(rs)、狩猟捕獲率(pr)、有害捕獲率(py)は表 4 のとおりであった。また、得られたデータの観測値と期待値との関係を図 2 に示した。

本州部の環境収容力以外で事後分布の幅は事前分布の幅より狭まった。本州部の環境収容力を表す変数は、絞られる幅が少なく、事前分布の設定が推定に影響を与えていた (図 1 - 2 a)。本州部の推定において、狩猟と有害の捕獲率を説明する堅果類の豊凶の係数 (pr、pyr) は、いずれも 95%信頼区間でマイナスとなり、豊凶指数の増加による捕獲率の低下を説明していた(表 3 - 1)。

自然増加率は年による変動が大きく、中央値でみると、本州部では、最も低い年で 18.8% (2005 年) から最も高い年で 91.5% (2009 年)、淡路島では、24.0% (2004 年) から 100.3% (2009 年) と推定された (表 4)。また、推定幅に関しても、90%信頼限界で最も広い 2009 年には、28.1~202.7% (本州部)、27.0~197.2% (淡路島) となり、かなり広がった (表 4)。捕獲率も中央値で、狩猟捕獲率が 21.8%から 37.9% (本州部)、12.8%から 18.6% (淡路島)、有害捕獲率が 9.8%から 23.0% (本州部)、10.9%から 20.3% (淡路島) と年による変動が大きかった (表 4)。

さらに、これらの結果に基づいて計算した個体数と増加個体数を表 5、それらの動向を図 3、図 4 に示す。個体数は、年による変動はあるものの、本州部、淡路島ともに 2002 年から 2010 年にかけては増加傾向にあり、2011 年以降は、本州部では減少、淡路島ではほぼ横ばいと推定された。2012 年の個体数は、中央値で本州部 16477.8 頭 (90%信頼限界では 8142.8~47213.2 頭程度)、淡路島 8236.8 頭 (90%信頼限界では 3870.6~19161.4 頭程度) と推定された。

表3-1 事後分布の統計量（本州部）

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
lire2002	0.4090	0.2698	-0.0570	0.4233	0.8123
lire2003	0.6867	0.2383	0.3057	0.6883	1.0558
lire2004	0.3387	0.2358	-0.0752	0.3551	0.6901
lire2005	0.1663	0.3021	-0.3789	0.1935	0.5999
lire2006	0.6602	0.2182	0.3049	0.6645	0.9955
lire2007	0.7439	0.2166	0.4043	0.7336	1.1049
lire2008	0.3466	0.2320	-0.0519	0.3673	0.6815
lire2009	0.8411	0.2927	0.3913	0.8271	1.3393
lire2010	0.1984	0.2534	-0.2780	0.2363	0.5404
lire2011	0.4029	0.2070	0.0463	0.4190	0.7101
pre2002	0.3354	0.1654	0.0948	0.3202	0.6330
pry2002	0.2196	0.1904	0.0347	0.1594	0.6359
pr	-0.2710	0.1178	-0.4645	-0.2719	-0.0790
py	-0.3356	0.3372	-0.8575	-0.2793	-0.0186
lr_spue	-2.5036	0.6200	-3.6750	-2.4137	-1.6406
lnNins	9.8799	0.5025	9.2001	9.8005	10.8322
v_spue	0.0234	0.0265	0.0042	0.0155	0.0675
v_ryo	0.0193	0.0227	0.0038	0.0129	0.0551
v_yugai	0.0259	0.0374	0.0043	0.0158	0.0772
v_ran_ryo	0.0279	0.0341	0.0047	0.0179	0.0808
v_ran_yugai	0.1396	0.6602	0.0088	0.0466	0.3255
v_ran_s	0.0442	0.0434	0.0088	0.0324	0.1164
lk	3.8205	0.9469	2.5143	3.6994	5.5410

表3-2 事後分布の統計量（淡路島）

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
lire2002	0.4709	0.2276	0.0876	0.4797	0.8254
lire2003	0.5305	0.2323	0.1491	0.5346	0.8962
lire2004	0.2435	0.2419	-0.1655	0.2512	0.6249
lire2005	0.3102	0.3079	-0.2440	0.3371	0.7595
lire2006	0.6458	0.2590	0.2138	0.6574	1.0445
lire2007	0.6663	0.2642	0.2133	0.6803	1.0693
lire2008	0.5023	0.2848	0.0092	0.5215	0.9329
lire2009	1.0005	0.3364	0.4721	0.9900	1.5720
lire2010	0.4541	0.3361	-0.0957	0.4564	1.0024
lire2011	0.5392	0.2945	0.0895	0.5276	1.0418
pre2002	0.1701	0.1083	0.0332	0.1485	0.3819
pry2002	0.1917	0.1581	0.0295	0.1471	0.5099
lr_spue	-2.6054	0.7472	-4.0103	-2.5166	-1.5364
lnNins	9.0310	0.4647	8.2817	9.0182	9.8303
v_spue	0.0341	0.0468	0.0050	0.0207	0.1064
v_ryo	0.0405	0.0514	0.0056	0.0253	0.1248
v_yugai	0.0444	0.0599	0.0056	0.0271	0.1378
v_ran_ryo	0.0750	0.0874	0.0077	0.0490	0.2178
v_ran_yugai	0.1398	0.2197	0.0104	0.0802	0.4342
v_ran_s	0.1166	0.1006	0.0185	0.0920	0.2935
lk	4.6563	0.6016	3.8533	4.5601	5.7933

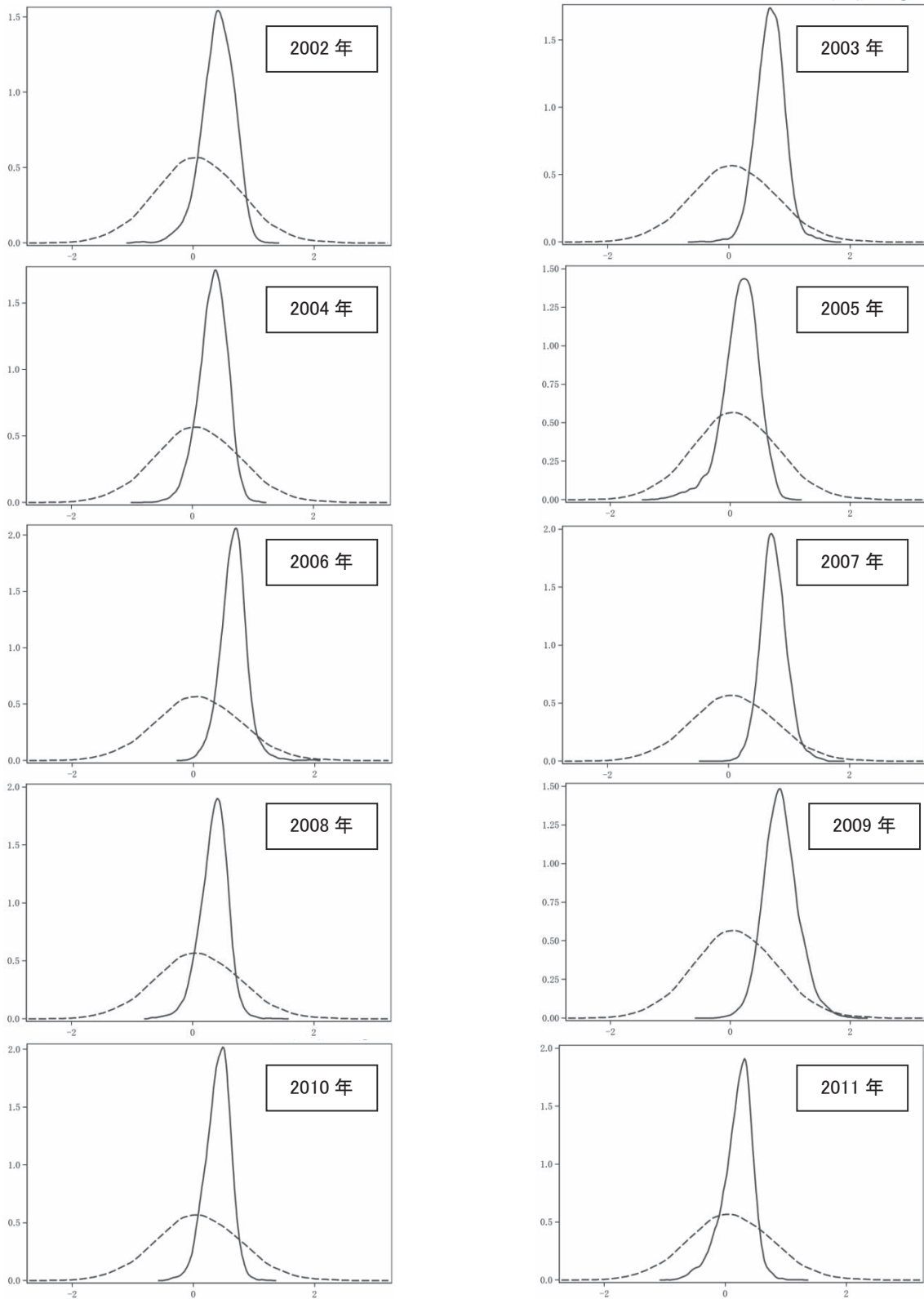


図1-1a 自然増加率の事前分布と事後分布との関係（本州部）
 実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

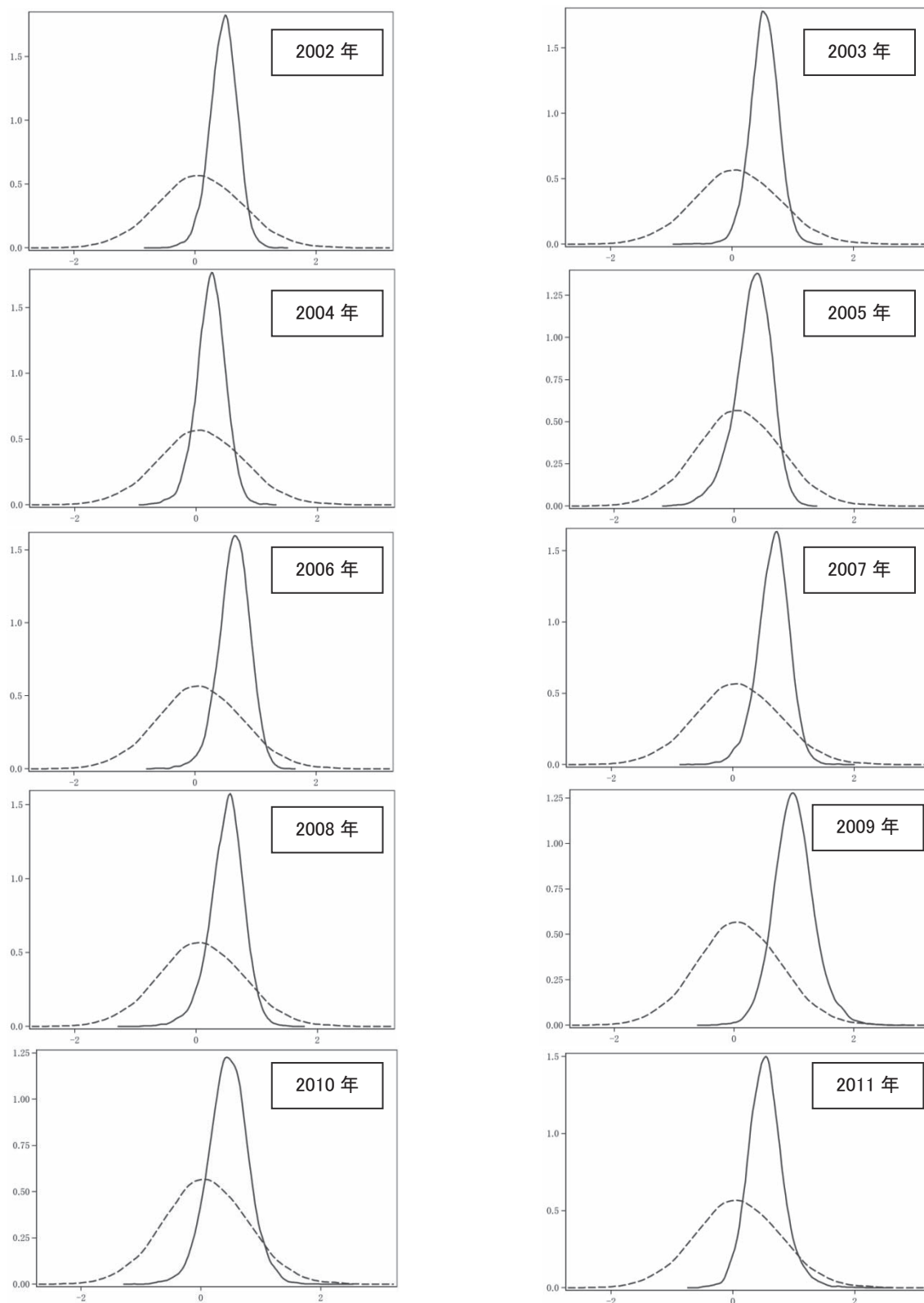


図1-1b 自然増加率の事前分布と事後分布との関係（淡路島）
 実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

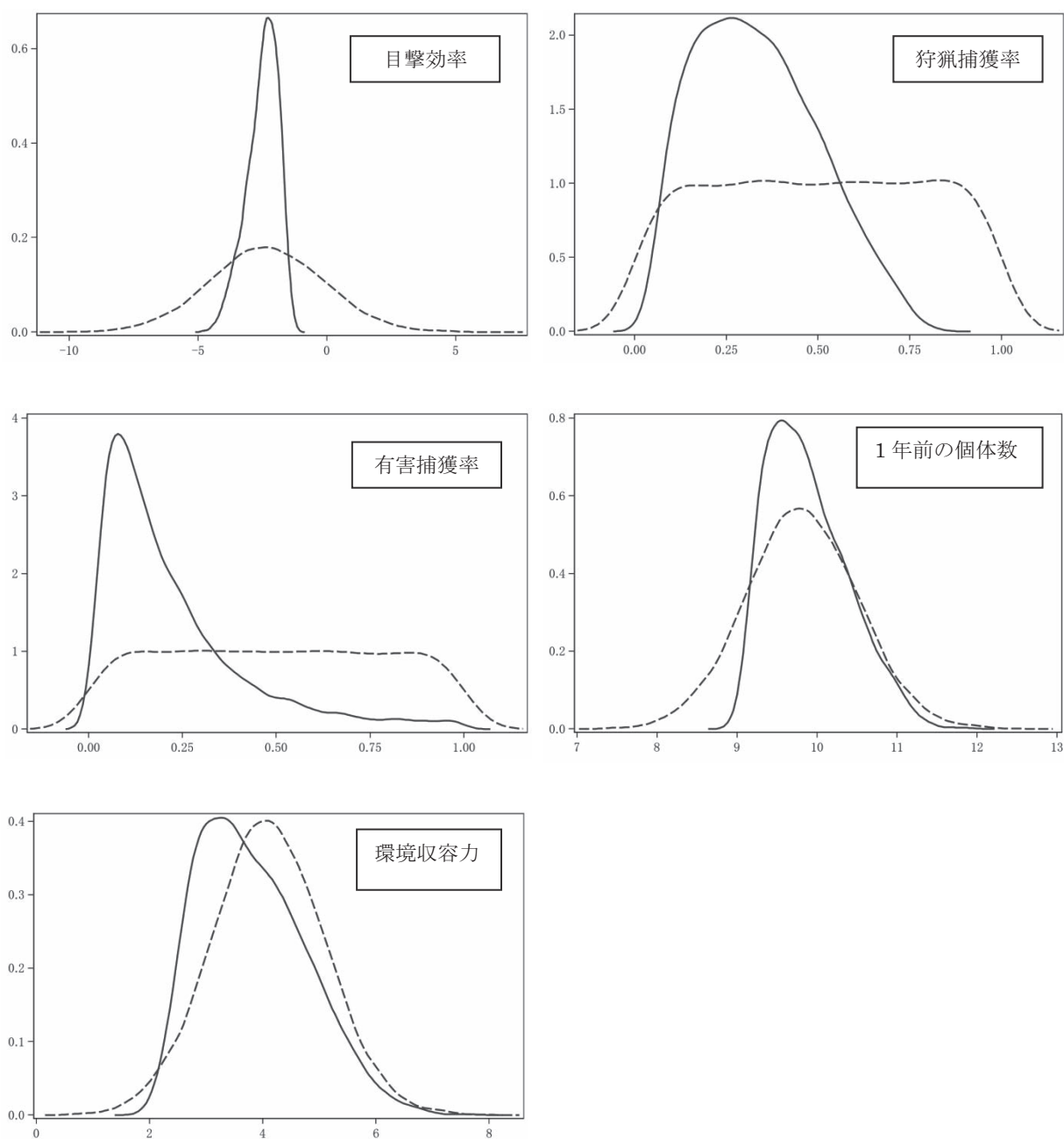


図1-2a パラメータの事前分布と事後分布との関係(本州部)

左上図：生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値

右上図：狩猟による捕獲率(ロジット変換値)

左中図：有害による捕獲率(ロジット変換値)

右中図：1年前(2011)年の生息数個体数の自然対数値

左下図：環境収容力の自然対数値

実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

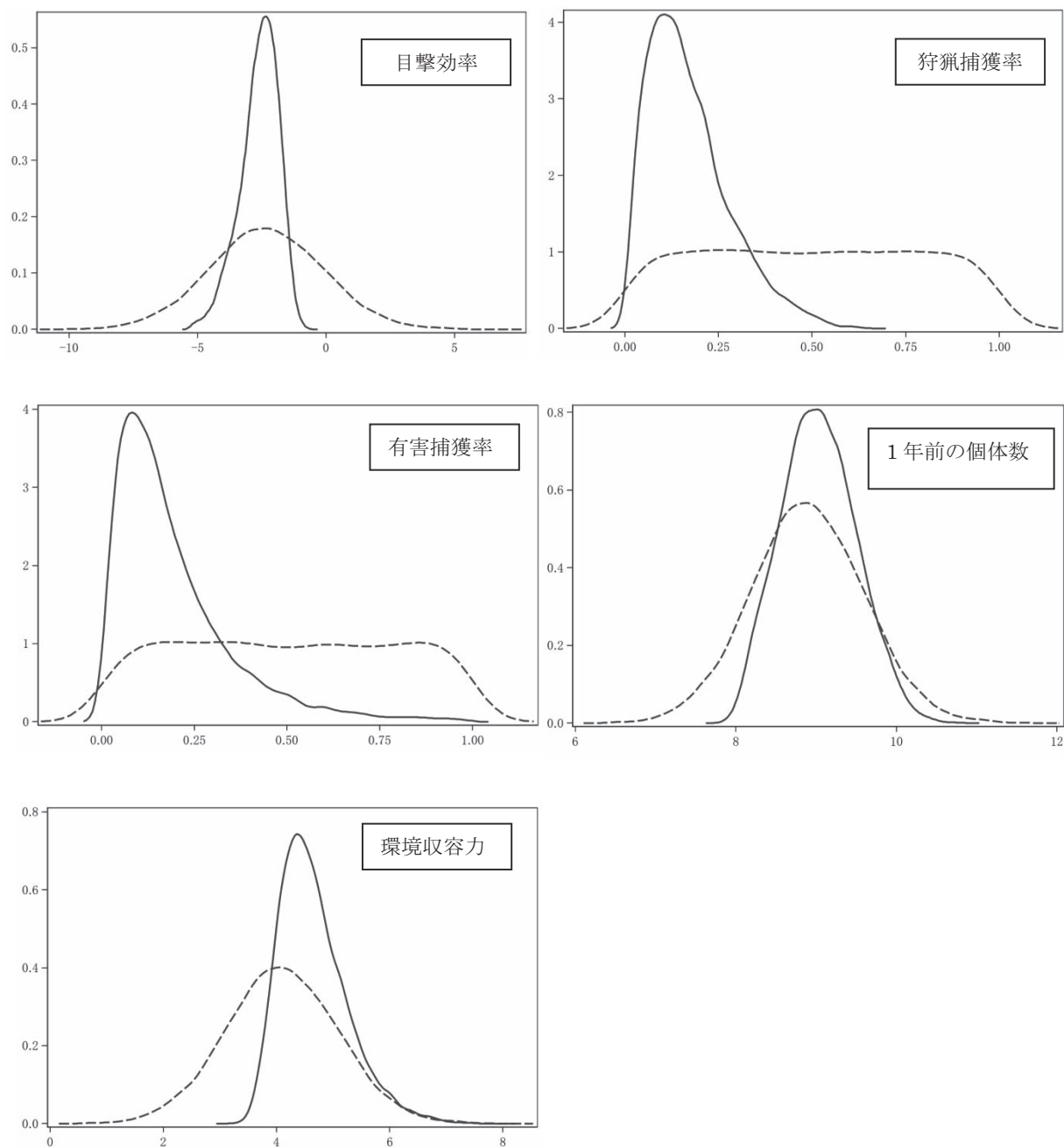


図1-2b パラメータの事前分布と事後分布との関係(淡路島)

左上図：生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値

右上図：狩猟による捕獲率(ロジット変換値)

左中図：有害による捕獲率(ロジット変換値)

右中図：1年前(2011)年の生息数個体数の自然対数値

左下図：環境収容力の自然対数値

実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

表 4-1 a 推定された自然増加率(ir[i])と、環境収容力(k)、目撃効率の係数(rs[i])
(本州部)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
ir2002	1.4876	0.3593	0.9660	1.4488	2.1338
ir2003	1.8187	0.3947	1.2256	1.7904	2.5046
ir2004	1.3666	0.2787	0.9586	1.3445	1.8570
ir2005	1.2234	0.2984	0.7975	1.1875	1.7681
ir2006	1.7949	0.3327	1.2610	1.7920	2.3448
ir2007	1.8791	0.3904	1.3079	1.8385	2.6015
ir2008	1.3613	0.2579	0.9678	1.3486	1.7990
ir2009	1.9939	0.5292	1.2814	1.9149	3.0263
ir2010	1.2128	0.2268	0.8578	1.2093	1.5865
ir2011	1.4365	0.2611	1.0336	1.4251	1.8705
k	77.4022	112.4000	13.3586	41.4230	255.9000
rs_2002	0.0968	0.0525	0.0253	0.0895	0.1940
rs_2003	0.0869	0.0449	0.0241	0.0815	0.1690
rs_2004	0.0825	0.0412	0.0239	0.0780	0.1570
rs_2005	0.0842	0.0423	0.0244	0.0798	0.1600
rs_2006	0.0758	0.0366	0.0230	0.0727	0.1400
rs_2007	0.0666	0.0337	0.0201	0.0624	0.1280
rs_2008	0.0564	0.0273	0.0180	0.0532	0.1050
rs_2009	0.0504	0.0246	0.0165	0.0475	0.0957
rs_2010	0.0443	0.0199	0.0157	0.0427	0.0781
rs_2011	0.0460	0.0212	0.0157	0.0439	0.0829
rs_2012	0.0432	0.0212	0.0141	0.0405	0.0812

表 4-1 b 推定された自然増加率(ir[i])、環境収容力(k)、目撃効率の係数(rs[i])
(淡路島)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
ir2002	1.5690	0.3377	1.0717	1.5395	2.1630
ir2003	1.6346	0.3598	1.1176	1.5943	2.2830
ir2004	1.2678	0.2661	0.8869	1.2401	1.7454
ir2005	1.3811	0.3613	0.8551	1.3466	2.0270
ir2006	1.7933	0.4366	1.1486	1.7548	2.5718
ir2007	1.7652	0.4169	1.1332	1.7382	2.4980
ir2008	1.5278	0.3555	1.0057	1.4937	2.1657
ir2009	2.0496	0.5192	1.2698	2.0025	2.9723
ir2010	1.3709	0.3059	0.9541	1.3304	1.9348
ir2011	1.4324	0.2640	1.0537	1.4022	1.9037
k	132.2000	123.1000	48.1484	96.5930	329.1000
rs_2002	0.0940	0.0624	0.0181	0.0807	0.2150
rs_2003	0.0920	0.0598	0.0183	0.0801	0.2090
rs_2004	0.0886	0.0579	0.0182	0.0769	0.2030
rs_2005	0.0993	0.0672	0.0189	0.0849	0.2300
rs_2006	0.0666	0.0418	0.0158	0.0576	0.1490
rs_2007	0.0528	0.0318	0.0143	0.0460	0.1150
rs_2008	0.0399	0.0230	0.0121	0.0351	0.0860
rs_2009	0.0313	0.0170	0.0104	0.0278	0.0640
rs_2010	0.0229	0.0116	0.0087	0.0204	0.0451
rs_2011	0.0192	0.0094	0.0075	0.0174	0.0373
rs_2012	0.0200	0.0100	0.0075	0.0179	0.0393

表 4-2 a 推定された狩猟捕獲率(pr[i])と有害捕獲率(py[i]) (本州部)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
pr_2002	0.3140	0.1700	0.0802	0.2890	0.6430
pr_2003	0.3350	0.1690	0.0925	0.3190	0.6470
pr_2004	0.3510	0.1690	0.1040	0.3360	0.6580
pr_2005	0.3120	0.1550	0.0908	0.2960	0.5970
pr_2006	0.3820	0.1690	0.1230	0.3760	0.6590
pr_2007	0.2510	0.1310	0.0729	0.2310	0.5050
pr_2008	0.3070	0.1410	0.1010	0.2960	0.5610
pr_2009	0.2350	0.1210	0.0737	0.2180	0.4710
pr_2010	0.3820	0.1530	0.1410	0.3790	0.6240
pr_2011	0.3070	0.1350	0.1050	0.2970	0.5400
pr_2012	0.2370	0.1160	0.0764	0.2210	0.4570
py_2002	0.1070	0.0606	0.0272	0.0977	0.2200
py_2003	0.1270	0.0670	0.0344	0.1180	0.2510
py_2004	0.1370	0.0693	0.0399	0.1280	0.2610
py_2005	0.1380	0.0731	0.0392	0.1280	0.2750
py_2006	0.1780	0.0804	0.0556	0.1740	0.3110
py_2007	0.1540	0.0823	0.0448	0.1410	0.3140
py_2008	0.1880	0.0905	0.0590	0.1770	0.3520
py_2009	0.1680	0.0891	0.0520	0.1540	0.3430
py_2010	0.2300	0.0902	0.0871	0.2300	0.3720
py_2011	0.2280	0.1020	0.0768	0.2180	0.4070
py_2012	0.2260	0.1110	0.0731	0.2100	0.4380

表 4-2 b 推定された狩猟捕獲率(pr[i])と有害捕獲率(py[i]) (淡路島)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
pr_2002	0.1700	0.1080	0.0332	0.1480	0.3820
pr_2003	0.1810	0.1130	0.0374	0.1590	0.4050
pr_2004	0.1730	0.1090	0.0358	0.1520	0.3920
pr_2005	0.1680	0.1080	0.0343	0.1470	0.3840
pr_2006	0.1590	0.0971	0.0376	0.1400	0.3540
pr_2007	0.1460	0.0877	0.0374	0.1280	0.3240
pr_2008	0.1460	0.0837	0.0423	0.1290	0.3150
pr_2009	0.1630	0.0876	0.0542	0.1450	0.3390
pr_2010	0.2040	0.0971	0.0791	0.1840	0.3980
pr_2011	0.2040	0.0951	0.0806	0.1860	0.3920
pr_2012	0.2040	0.0960	0.0786	0.1860	0.3940
py_2002	0.1430	0.0918	0.0284	0.1250	0.3210
py_2003	0.1260	0.0836	0.0237	0.1100	0.2870
py_2004	0.1350	0.0876	0.0271	0.1170	0.3050
py_2005	0.1280	0.0876	0.0235	0.1090	0.2990
py_2006	0.1590	0.0998	0.0363	0.1370	0.3560
py_2007	0.1960	0.1140	0.0531	0.1720	0.4250
py_2008	0.2210	0.1210	0.0679	0.1950	0.4680
py_2009	0.2160	0.1140	0.0726	0.1920	0.4480
py_2010	0.1990	0.0994	0.0753	0.1770	0.3980
py_2011	0.2200	0.1050	0.0866	0.2000	0.4300
py_2012	0.2250	0.1080	0.0848	0.2030	0.4400

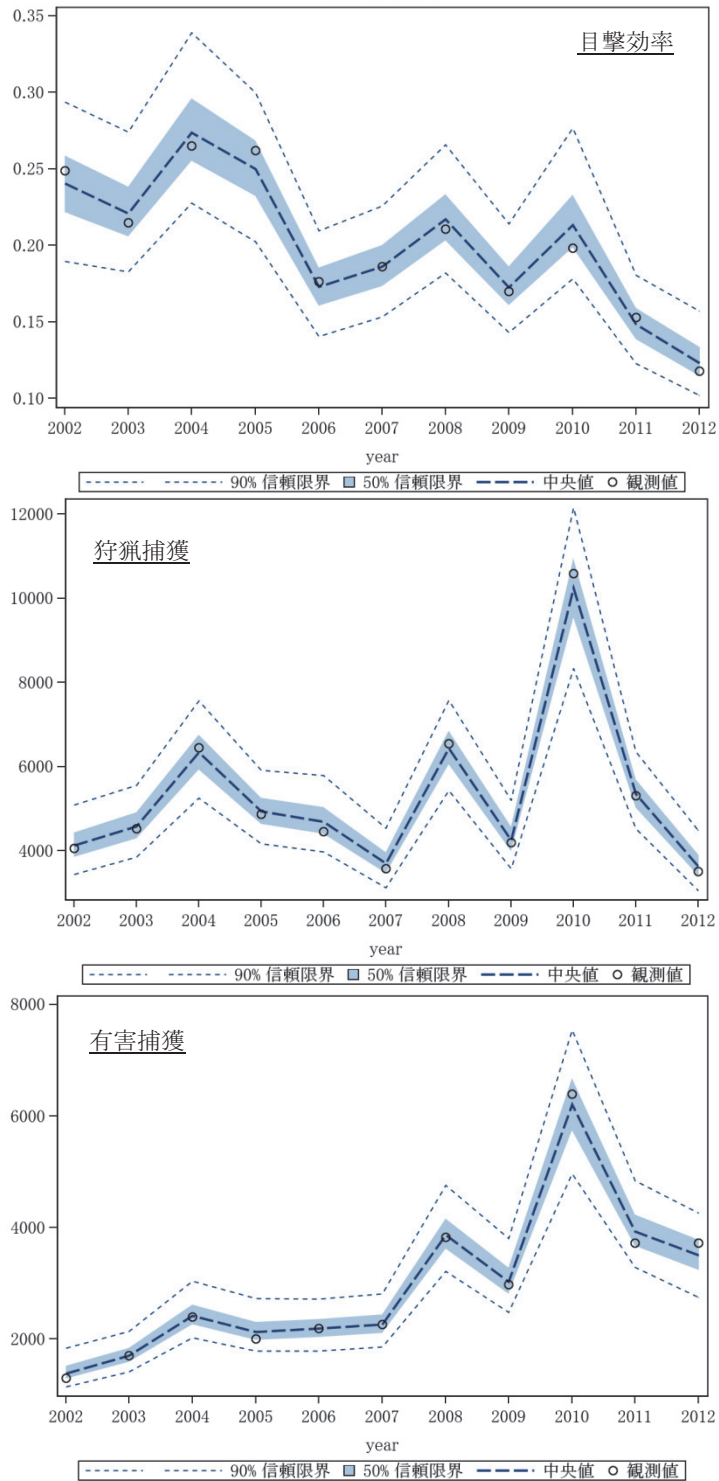


図 2-1 観測値と期待値との関係 (本州部)
 上図：目撃効率の観測値と期待値、中図：狩猟捕獲の観測値と期待値
 下図：有害捕獲の観測値と期待値
 中央値と 50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

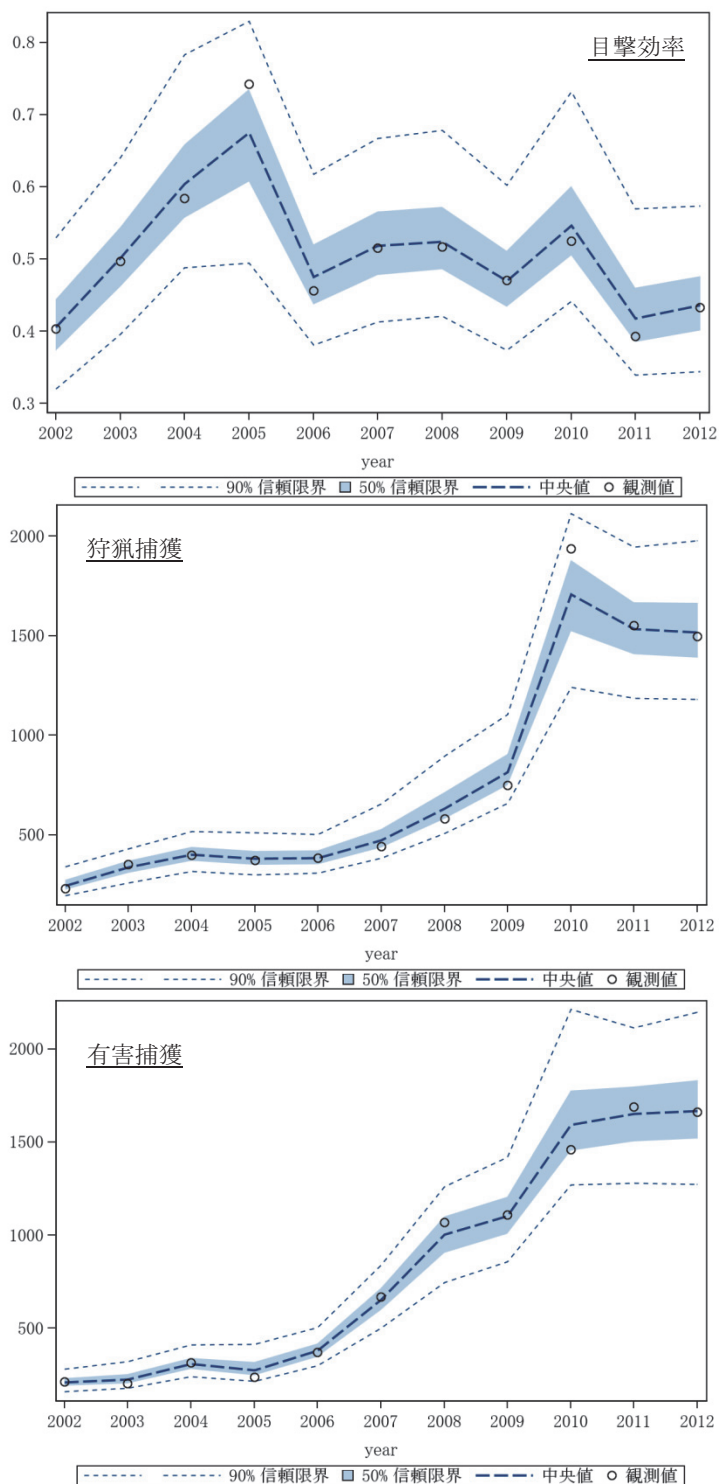


図 2-2 観測値と期待値との関係（淡路島）
 上図：目撃効率の観測値と期待値、中図：狩猟捕獲の観測値と期待値
 下図：有害捕獲の観測値と期待値
 中央値と 50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

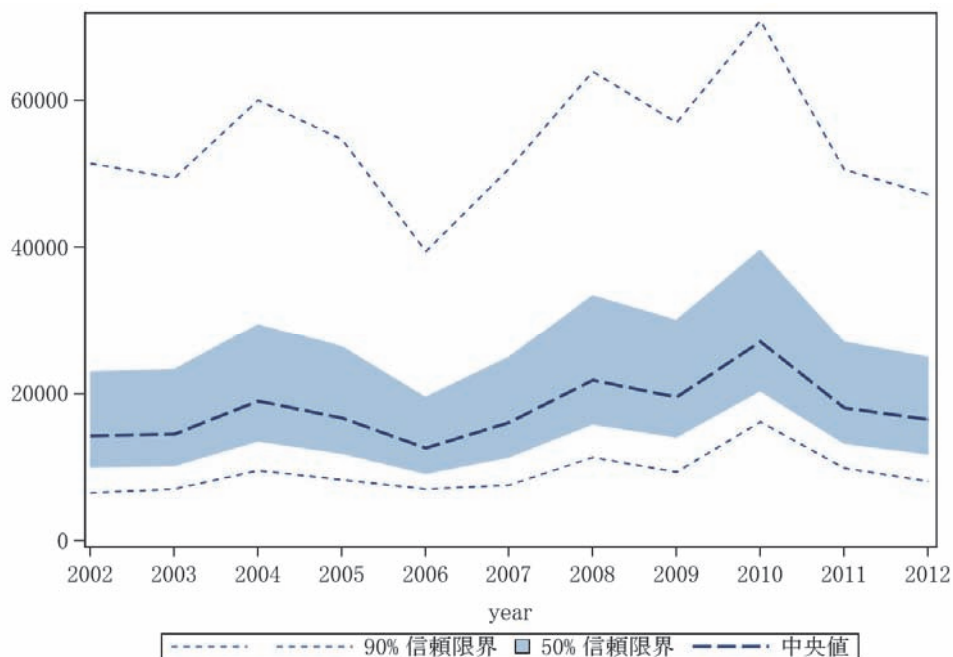


図3-1 兵庫県のイノシシの推定生息個体数の動向（本州部）
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

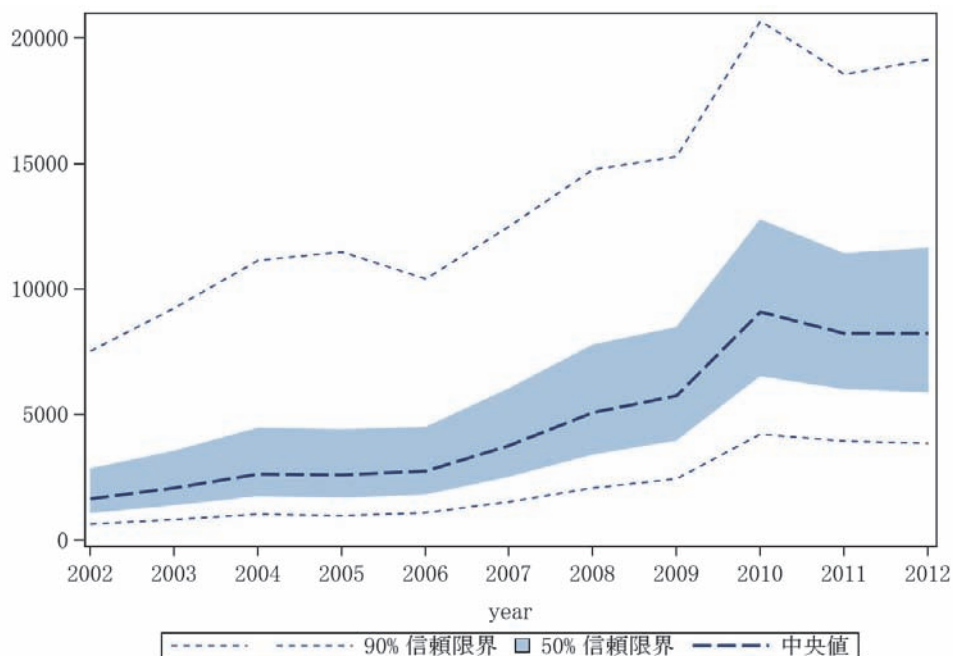


図3-2 兵庫県のイノシシの推定生息個体数の動向（淡路島）
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

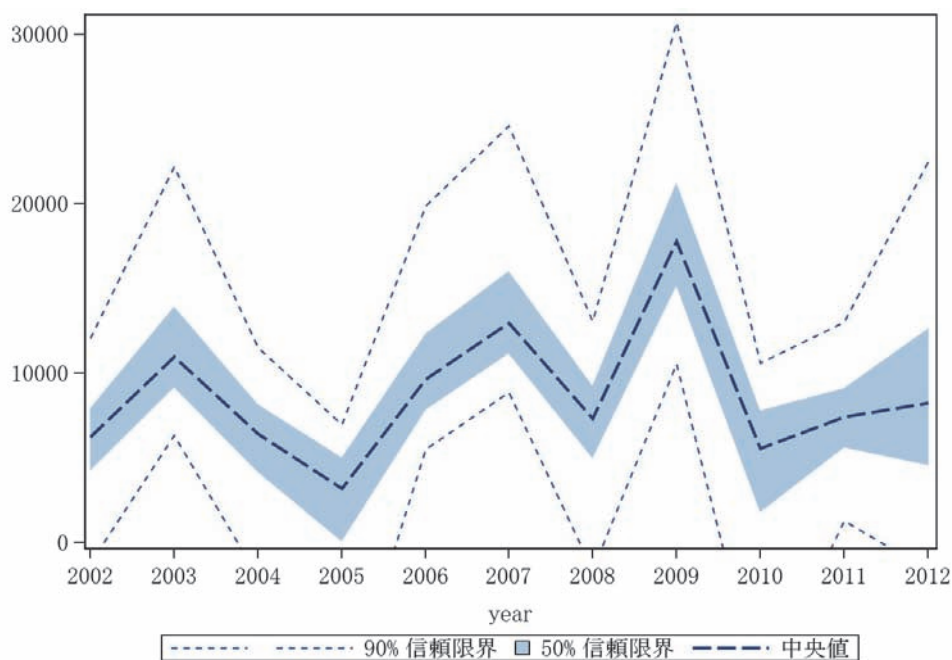


図4-1 兵庫県のイノシシの推定増加個体数の動向（本州部）
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

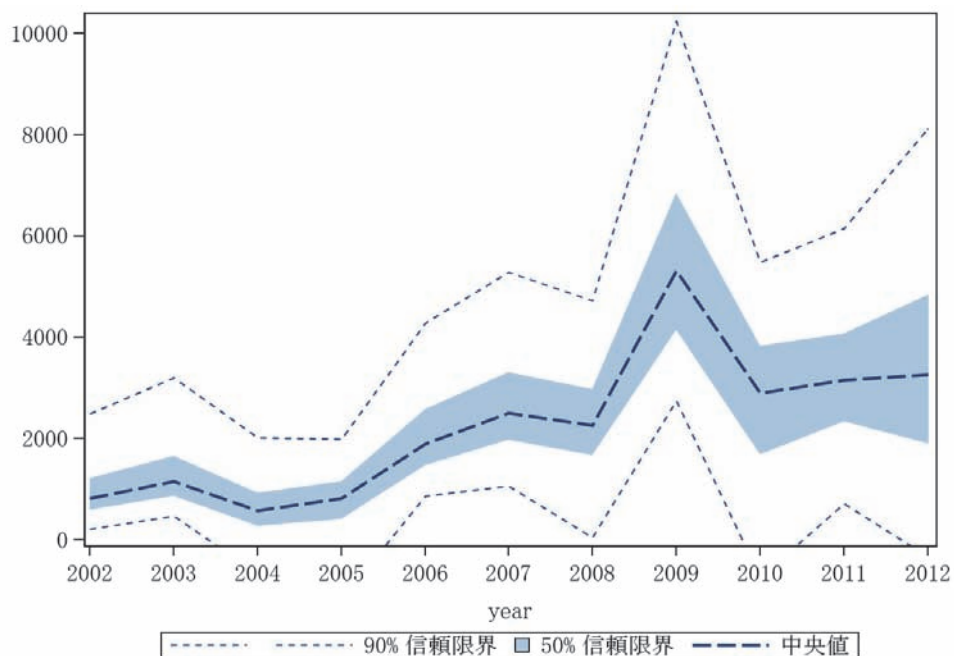


図4-2 兵庫県のイノシシの推定増加個体数の動向（淡路島）
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

表5-1 推定された生息個体数 $N[i]$ 、増加個体数 $inc[i]$ (本州部)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
N2002	19534.6	15998.9	6558.8	14286.5	51484.4
N2003	19484.8	14894.4	7074.6	14478.3	49440.7
N2004	24792.2	17838.3	9580.3	18977.9	60083.0
N2005	22140.8	16384.3	8278.9	16743.6	54758.6
N2006	16508.6	11493.9	7023.3	12626.9	39487.2
N2007	20632.6	14186.4	7547.0	16047.8	50752.5
N2008	27632.5	17654.2	11383.5	21861.6	63993.3
N2009	24685.9	15948.5	9322.2	19551.0	57017.1
N2010	33107.8	18581.1	16208.3	27054.7	70890.9
N2011	22453.8	13786.6	9898.0	18042.0	50625.0
N2012	20615.8	13593.6	8142.8	16477.8	47213.2
inc2002	5899.3	4384.6	-1242.3	6246.4	12046.2
inc2003	12166.4	5515.4	6314.7	10966.9	22181.8
inc2004	5819.6	4386.0	-2058.4	6402.0	11533.2
inc2005	1522.8	5958.1	-10270.4	3188.1	6958.5
inc2006	10754.0	4812.4	5522.5	9659.9	19887.8
inc2007	14336.9	5322.0	8856.1	12971.1	24609.2
inc2008	6755.4	4821.1	-1618.0	7325.2	13080.1
inc2009	18764.9	6482.5	10578.9	17783.9	30712.3
inc2010	3816.0	6505.4	-9094.8	5568.2	10587.4
inc2011	7309.0	3853.4	1268.4	7408.8	12995.9
inc2012	9002.6	8034.2	-1645.2	8239.8	22467.3

表5-2 推定された生息個体数 $N[i]$ 、増加個体数 $inc[i]$ (淡路島)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
N2002	2570.6	2804.0	658.8	1669.7	7535.1
N2003	3148.0	3186.7	819.8	2095.8	9273.3
N2004	3886.4	3726.4	1036.2	2637.8	11158.1
N2005	3876.1	3750.9	993.8	2605.5	11503.3
N2006	3847.6	3404.1	1099.6	2778.1	10428.4
N2007	4955.6	3758.5	1537.0	3766.3	12498.4
N2008	6293.3	4214.4	2097.3	5096.7	14769.8
N2009	6873.9	4205.1	2457.3	5764.1	15281.2
N2010	10359.6	5351.8	4232.4	9106.4	20693.3
N2011	9336.8	4720.5	3951.0	8252.5	18588.5
N2012	9438.0	5060.8	3870.6	8236.8	19161.4
inc2002	1017.4	873.0	218.6	823.5	2496.4
inc2003	1400.4	982.9	475.1	1161.4	3197.8
inc2004	606.7	918.3	-670.3	579.9	2018.9
inc2005	690.5	1066.8	-1177.4	817.7	1996.6
inc2006	2137.1	1164.4	866.4	1904.7	4288.4
inc2007	2754.7	1392.1	1069.6	2505.9	5279.6
inc2008	2318.5	1459.9	52.8	2263.7	4728.3
inc2009	5739.8	2419.1	2755.8	5308.8	10249.6
inc2010	2681.1	1949.1	-738.3	2899.2	5485.6
inc2011	3253.3	1749.1	712.0	3158.2	6149.0
inc2012	3504.0	2702.6	-323.9	3271.8	8119.0

3-4. 考察

イノシシは、自然増加率や生息個体数の年次変動が大きく、中央値で見ると最大値と最小値の差は本州部で 72.7%、淡路島では 76.3%ある。推定個体数の傾向としては、本州部、淡路島ともに、2010 年までは増加傾向にあったが、2010 年以降は、本州部では減少傾向、淡路島ではほぼ横ばい状態であると推定された。この結果は、本州部、淡路島とも 2010 年からの捕獲数の増加により少なくとも個体数の増加は防いでいることを示している。ただし、農業被害の程度は、本州部・淡路島ともに、2010 年以降、減少していない（松本ほか 2014）、被害が深刻な地域では、さらなる捕獲強化や防護柵等の対策の充実が必要である。

毎年のイノシシの増加頭数を見ると、2011 年の推定増加個体数の中央値は、本州部で 7408.8 頭（90%信頼限界では 1268.4 頭～12995.9 頭）、淡路島では 3158.2 頭（90%信頼限界では 712.0 頭～6149.0 頭）である。2011 年の捕獲数は本州部 9147 頭、淡路島 3152 頭なので、現在の推定個体数に対する捕獲率を継続する限り、中央値で見ると、個体数の急速に減少する可能性は低い。ただし、90%信頼限界をみると推定誤差も見込んでおく必要があるため、今後の捕獲数や目撃効率、被害状況などを見ながら、毎年の推定を繰り返し、順応的に方針を設定していく必要がある。

本論文で用いた **Harvested-based model** を基本モデルとしたベイズ推定による個体数推定法は、1) 捕獲数をはじめ、個体数推定の指標となりうる複数の指標を柔軟に推定モデルに組み込みやすい、2) 自然増加率、捕獲率などの推定変数に既存の知見を事前分布として反映できる、3) 信頼区間を伴って変数を推定できるので合意形成に利用しやすい、4) 個体数、増加率などの個体群パラメータだけでなく、捕獲率などの個体群管理事業を行う上で重要な変数、推定値の分散やデータの観測誤差も推定できる、という利点がある。他方、毎年新たなデータを追加することで、過年度の推定値に関しても、前年に出した推定値と異なる値になることもある。過去にさかのぼって推定値を見直すことは、一般的な理解を困難にする恐れもあり、この手法のデメリットともいえる。ただし、その時点で得られるデータに応じて確率論的に最も妥当な確率分布を推定するのはベイズ推定の長所の一つである。特に、野生動物の管理に必要な長期的な視点で見ると、このような推定値の順応的な逐次修正は、現実と推定の乖離を防ぐために必要不可欠な作業である。

この推定方法では、別途調査を行って個体数や生息密度の指標が得られれば、それをモデルに組み込むことができるし、繁殖率など自然増加率に関する情報が得られれば、それを事前分布に組み込み推定精度を上げることも可能である。このような関連する調査研究の進展を参照しながら、推定技術の改善を続けることが求められる。また、現時点では最善の努力をした上での推定値を積極的に公表し、関係者による検証や逐次修正を受けながら、イノシシの個体群動態に関する現状認識を共有していく必要がある。

引用文献

- 藤木大介・横山真弓・坂田宏志. 2011. 兵庫県内におけるブナ科樹木 3 種の堅果の豊凶とツキノワグマの餌資源としての評価. 「兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 3 号, pp.39-49. 兵庫県森林動物研究センター.
- Geweke, J. 1992. Evaluating the Accuracy of Sampling-Based Approaches to the Calculation of Posterior Moments. In Bayesian Statistics 4 (Bernardo, J. M., Berger, J. O., Dawid, A. P. and Smith, A. F. M. eds), pp.169-193, Oxford Univ Press, Oxford.
- Gilks, W. R., Richardson, S. and Spiegelhalter, D. 1996. Markov Chain Monte Carlo in Practice. Chapman & Hall/CRC, New York, USA, 512pp.
- 兵庫県. 2012. 第 2 期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 神戸, 18pp.
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2011. 平成 22 年度自然環境保全基礎調査特定哺乳類生息状況調査及び調査体制構築検討業務報告書. 411pp.
- Kass, R. E., Carlin, B. P., Gelman, A. and Neal R. 1998. Markov Chain Monte Carlo in Practice: A Roundtable Discussion. The American Statistician 52:93-100.
- 小寺祐二・神崎伸夫. 2001. 島根県石見地方におけるニホンイノシシの食性および栄養状態の季節的变化, 野生生物保護 6(2) : 109-117.
- 松本崇・坂田宏志・岸本康誉. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの生息分布と農業被害の関係. 「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 6 号, pp.9-20. 兵庫県森林動物研究センター.
- Roberts, G. O., Gelman, A. and Gilks, W. R. 1997. Weak convergence and optimal scaling of random walk Metropolis algorithms. Annals of Applied Probability 7:110-120.
- 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 号, pp.1-4. 兵庫県森林動物研究センター.
- 坂田宏志・岸本康誉・関香奈子. 2012. イノシシの個体群動態の推定 (兵庫県本州部 2011 年). 兵庫ワイルドライフレポート 1 号, pp.44-55. 兵庫県森林動物研究センター.
- SAS Institute Inc. 2011. SAS/STAT® 9.3 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- 関香奈子・岸本康誉・坂田宏志. 2012. イノシシの個体群動態の推定 (兵庫県淡路島 2011 年), 兵庫ワイルドライフレポート 1 号, pp.56-67. 兵庫県森林動物研究センター.
- 上田剛平・加藤竜真・伊吾田宏正・澤田誠. 2013. 狩猟者のニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*) の捕獲数に影響する要因. 哺乳類科学 53(1): 17-29.
- Yamamura K., Matsuda H., Yokomizo H., Kaji K., Uno H., Tamada K., Kurumada T., Saitoh T. and Hirakawa H. 2008. Harvest-based Bayesian estimation of sika deer populations using state-space models. Population Ecology 50: 131-144.

第 4 章

農地に隣接して生息するニホンイノシシの 加害行動の解析

横山真弓^{1,2}・江藤公俊³・木下裕美子³

要 点

- ・ イノシシによる農業被害が深刻な地域である篠山市と西脇市において、農地に隣接して生息するイノシシの行動パターンを明らかにした。
- ・ 9頭のイノシシにGPS首輪を装着し、空間的な行動を追跡した。追跡期間中の行動圏の平均は、 $3.39 \pm 2.89 \text{km}^2$ と大型獣としては比較的狭い行動圏であった。
- ・ 農地近くで捕獲されたイノシシは、農地に隣接した広葉樹林を主な活動域としており、農地への出沒は、主に夜間、集落柵のない場所に集中して出沒していた。住宅地近くの鳥獣保護区内で活動した個体は、日中でも市街地に出沒していた。
- ・ 農地への出沒パターンは、同じ場所に繰り返し出沒するパターンといくつかの場所を変えながら出沒するパターンがあった。
- ・ 集落単位での防護柵の設置やメンテナンスが行き届いている電気柵では、効果的に出沒を抑制できているが、近隣の個人対応の農地に被害が集中しており、1個体が繰り返し出沒している例もあり、農地への執着行動が示唆された。
- ・ イノシシは農地に隣接した広葉樹林で比較的狭い行動圏内に生息することができる。森林に隣接した農地では、広域的な防除デザインが必要である。

Key words : 行動圏、GPS 首輪、出沒パターン、集落柵、追い払い

4-1. はじめに

野生動物の保護管理を進めるうえで、個体数管理、生息地管理、被害管理の3つが重要な側面であるが、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) の被害対策の現状は、有害駆除捕獲による個体数調整、防護柵などによる被害防除が中心的な方策となっている。しかし、これらの対策は、現状の手法のみでは、十分な効果が発揮されていない。日本各地でイノシシによる農業被害が深刻化している(農林水産省生産局 2010)。兵庫県の場合、古くからイノシシは狩猟資源としての価値が高いことから(大束一伊藤・神崎 1998; 朝日稔 1985)、特に狩猟期に強い捕獲圧がかかるものの、

¹兵庫県森林動物研究センター・²兵庫県立大学自然・環境科学研究所・³LLP 里山鳥獣研究所

農作物の被害は年間2億円を超え、ニホンジカ (*Cervus nippon*) に次いで2番目に多い被害であり、依然として深刻な問題となっている(兵庫県 2013)。したがって、現状の対策の問題点を明らかにし、より効果的な被害防止対策が必要な段階といえる。

個体数管理による被害抑制が効果的に機能しない要因として、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) (横山ほか 2011) やニホンザル (*Macaca fuscata*) のようにイノシシにおいても加害個体と非加害個体の行動特性の個体差が大きく、加害個体への捕獲圧が低い、あるいは適切な誘引物除去や防護柵設置などの被害対策が加害個体の行動を抑制できていないなどの可能性が考えられる。実際、有害捕獲の実施状況を見ると、捕獲しやすい場所での捕獲活動が多く、加害個体を捕獲できていない可能性が考えられている。また、イノシシは学習能力が高く農地への依存度が高まると繰り返し被害を発生させるなどの行動が知られている(江口 2003; 2008)。さらに、イノシシの主な活動域と農耕地との隣接状況がどのような配置にあるのか、休息場や身を潜める場所が農地近くにないかなどの点が未検討で、空間的な構造によりイノシシが農地に侵入しやすい状況が放置されているケースが多い(江口 2008)。

兵庫県内においてもイノシシの個体数密度指標が低い地域で、被害が深刻となる地域が発生していることから(坂田ほか、2008)、特定の加害個体により深刻な被害が発生している地域があると考えられる。被害が深刻な地域においては、放棄農耕地も増加しており、イノシシにとって利用しやすい空間構造が増加している状況も被害を加速していると考えられる。

しかし、イノシシについては、行動圏や選好する環境、加害個体の農地への侵入状況など行動特性や生息地環境など被害を軽減するための対策に必要な基本的情報が限られており(本田ほか 2008; 野本ほか 2010)、効果的な被害防除方法などの検討が不十分である。

これらを解決するためには、イノシシの加害行動パターンやイノシシの生息地利用を解析し、被害発生メカニズムを明らかにしたうえで、農耕地へ出没しにくい環境の創出や効果的な被害管理に着手することが重要になってくる。また、捕獲に成功しなくても狩猟活動自体がイノシシの生息地利用パターンを変化させ、加害行動の低減に効果があるのかを把握することも、適切な防除法を選択する上で重要である。将来的には防除犬を用いた防除法などを確立することが検討されているが、イヌによる追い払いによって、行動特性や加害行動がどの程度修正されるのかなどを明らかにすることも必要となる。

以上をふまえ、本研究では農地に隣接して生息するイノシシを対象に行動圏や環境選択、農地出没時刻等、加害個体の行動特性などを詳細に把握することを目的とした。また、イノシシが実際に出没した農地の被害対策状況を調べ、出没地と非出没地における防除対策の差異を検証した。さらにイノシシが生息するエリアにおいて、有害捕獲活動、狩猟活動がイノシシの行動に及ぼす影響を検証した。

4-2. 調査地

調査地

調査は、兵庫県西脇市（東経 134°58′、北緯 35°00′）及び篠山市（東経 135°12′、北緯 35°04′）で行った（図 1）。調査地は、いずれも人口規模は 4 万人を超えている地域であるが、市街地近くから田園地帯が広がり、比較的なだらかな山間地帯に囲まれ、イノシシによる被害が多い地域である（図 2）。気候はいずれも瀬戸内気候区に属し、年平均気温は 14℃である。植生はコナラ *Quercus serrata* を主体とした広葉樹林が多く、その内部にスギ（*Cryptomeria japonica*）・ヒノキ（*Chamaecyparis obtuse*）の植林地がパッチ上に配置されている。西脇市におけるイノシシ被害は局所的であるものの市街地近くにイノシシが生息し、かつ有害捕獲活動が定期的に行われていた地域である。市街地の中心地には、西脇市西林寺山鳥獣保護区が位置しており、ニホンジカやイノシシが生息している。篠山市は、水稻や大豆生産地として「丹波篠山」ブランドを持つ地域であるため、作付面積あたりの単価が高い地域として知られている。また、「ぼたん鍋」として主に狩猟期のイノシシ肉がブランド化しているため（赤星、2001）、イノシシの有害捕獲の要請だけでなく、狩猟期における狩猟圧がともに高い。



図 1 行動調査を行った調査地域



図 2 調査地の概要

(1) 調査個体 N1、N3 の生息地周辺

(2) 調査個体 N2 の生息地周辺

4-3. 方法

行動調査

GPS テレメトリー法は、予めプログラム設定した GPS 測位間隔で位置情報を得ることができるため、非常に高頻度、かつ高精度な動物の位置情報が得られる。このため、近年では、ニホンジカやツキノワグマなどの大型獣の行動追跡に GPS 首輪が頻繁に使われるようになってきている。イノシシの場合は体型的に首輪装着が難しく、また泥浴びや背こすりなどの行動特性によっても首輪の損傷が著しいと考えられ、GPS 首輪による調査がほとんど行われてこなかった。しかし、夜間の行動や農耕地への出没時間帯、農耕地への移動経路、狩猟活動による行動パターンの変化などが詳細に記録されると期待できるため、本調査では、GPS テレメトリー法を採用した。

イノシシの生体捕獲は、2005 年 4 月から 2006 年 10 月にかけて、学術研究捕獲により箱罠を用いて行った（図 3）。箱罠の設置場所は、農業被害が発生している地域を対象とした。捕獲された個体は、不動化後、GPS 内臓首輪（GPS3300 および GPS4400、Lotek 社）を装着し、捕獲場所にて放獣した。GPS 測位スケジュールは、30 分間隔もしくは、1 時間間隔を設定し、5 週から 30 週間にわたり、GPS によるイノシシの位置情報の蓄積を試みた。また、装着期間中におおよその個体の位置を把握できた一部の個体に対して、有害捕獲や狩猟活動期間中に狩猟犬に対する行動の反応を見た。その後 GPS 首輪を回収して得られた位置情報を GIS 解析ソフト（ArcGIS10.2、ESRI 社）により解析を行った。イノシシの環境利用解析には第 3、4、5 回自然環境保全基礎調査（環境省 <http://www.biodic.go.jp/J-IBIS.html>）の植生図を用いた。3D データについては、ディファレンシャル補正を行った。



図 3 学術研究捕獲によるイノシシの生体捕獲と GPS 首輪装着個体

被害対策現状調査

行動追跡調査終了後、イノシシが農地に出没していた集落を中心に、主に防護柵の設置状況や管理状況、および休耕地の配置等について現地調査を行い、GIS 上に作図した。また、聞き取り調査を行い、行動調査期間中の防除状況についても確認を行った。

さらに、篠山市については、行政的に補助を行った集落単位の大規模柵の設置状況（以下、集落防護柵）について照会し、GIS上に作図した。

4-4. 結果

GPS 測位率

GPS 首輪を装着した個体の一覧を表 1 に示した。西脇市で 6 頭、兵庫県篠山市 5 頭、合計 11 頭のイノシシに装着した（表 1）。このうち N4、S5 については、放獣直後に発信機の不具合が生じ、測位データが取得されなかった。したがって、この 2 頭については解析から除外し、9 頭について解析を行った。

GPS 測位率を、表 2 に示す。2D、3D をあわせたデータの測位成功率は、11%～62% であった。3D データのみでは、大幅に測位率が低下し、2%～30% となった。しかし、測位数としてみると 61～833 地点が得られ、従来のラジオテレメトリー法に比較すると大量の情報が得られた。行動解析には、位置精度が高い 3D データのみで十分な情報量と判断し、以後の解析には 3D データのみを扱った。

表 1. 捕獲個体の基本情報と GPS 作動日数

No.	個体ID	捕獲場所	性別	年齢	体重	捕獲日	GPS作動最終日	GPS作動日数
1	N-1	西脇市船町	♀	0	16.5	2005年4月18日	2005年5月23日	35
2	N-2	西脇市日野町	♂	1	32.5	2005年9月17日	2006年1月13日	118
3	N-3	西脇市船町	♀	2+	41.5	2005年10月2日	2006年1月15日	106
4	N-4	西脇市津万	♀	1	33	2006年7月7日	2006年7月29日	22
5	N-5	西脇市	♂	0	18	2006年10月13日	2006年10月28日	15
6	N-6	西脇市	♂	0	13.8	2006年10月13日	2006年1月15日	94
7	S-1	篠山市垂水	♀	0	24	2006年3月13日	2006年6月6日	85
8	S-2	篠山市安田	♂	2+	41	2006年3月14日	2006年6月8日	86
9	S-3	篠山市今福	♂	1	57	2006年7月4日	2006年12月10日	159
10	S-4	篠山市今福	♂	2+	67	2006年8月16日	2006年10月2日	47
11	S-5	篠山市新荘	♀	2+	58	2006年9月7日	2006年9月17日	9

行動圏の特徴

被害地周辺で捕獲されたイノシシは、農地が近接している森林を中心とした行動圏を持ち（図 4）、最外郭法により求めた行動範囲は $3.39 \pm 2.89 \text{ km}^2$ （図 4、表 3）であった。対象となったイノシシの行動域は、入り組んだ谷地形に農耕地が隣接している森林内が

多かった。また、行動圏付近の森林植生はコナラ二次林を中心とした広葉樹林が多く、パッチ状にスギ・ヒノキの植林地が配置されている環境であった（図 5、6）。

イノシシの行動圏内の利用植生は、広葉樹林が多く植林地の割合は低かった（図 7）。また、水田や市街地など的人為的環境の利用頻度の高い個体も認められた。

今回の調査では、同所的に複数個体が生息しており、行動圏は一部重なっていた（N1♀とN3♀、N2♂とN5♂とN6♂、S3♂とS4♂の3地域）（図 4）。成獣オスの行動圏が重なる事例が認められたことから、イノシシは雌雄に関係なく、複数個体が同所的に生息することが明らかとなった。

農地の利用パターン

農地への出没時間帯は、夜間 18 時以降、早朝 6 時まで集中していた（図 8）が、個体によっては、昼間に農地に出没する個体もいた。また、住宅街に出没していた N6 は、他の個体に比べ昼間の活動時間が多かった。

表 2. 各個体の GPS 測位数と測位率

個体ID	全測位数	3D測位数	有効測位率(%)	
			3D	2D+3D
N-1	1681	90	5.35	30.87
N-2	3135	749	23.89	62.78
N-3	2516	327	13.00	39.69
N-5	769	61	7.93	23.54
N-6	4554	646	14.19	42.73
S-1	4088	103	2.52	11.06
S-2	4146	391	9.43	51.47
S-3	4302	833	19.36	53.58
S-4	1088	334	30.70	41.45

表 3. 各個体の行動圏

個体ID	行動圏(km ²)
N-1	6.03
N-2	3.09
N-3	2.91
N-5	0.39
N-6	0.96
S-1	1.52
S-2	1.59
S-3	9.47
S-4	4.54
平均	3.39
標準偏差	2.9

農地への出没パターンは、S3、S4のように短期間のうちにいくつかの農地に場所を変えながら出没するパターン（出没パターン1）（図 6）と N2、N6、S1、S2のように特定の場所に集中して出没する（出没パターン2）（図 5、6）の2つのタイプが認められた。

N2、N6はそれぞれ、特定の場所に繰り返し出没しているが、ともに市街地に囲まれた鳥獣保護区に主要な行動圏を持ち、出没場所は、休耕地およびゴミ箱等がある住宅地

であった。N1、N3、S1、S4 については、特定の農地にのみ出没し、それ以外の農地には侵入しなかった（図 5、6）。N5 については、放獣 15 日後に有害捕獲活動によって捕獲された。追跡期間中は農地を利用することはなかった。

出没状況と被害防止柵の設置との関係

9 頭のイノシシの行動圏周辺の農地を中心に被害防止柵の設置状況、集落周辺の環境について表 4 にまとめた。また、出没場所における集落の柵の設置状況とイノシシの活動点を重ね合わせた（図 9、図 10）。出没パターン 1 の個体が出没した農地は、集落防護柵が設置されていない、あるいは一部に設置されている状況となっている集落であった。特に、S2 の活動地域周辺の集落では、まったく集落防護柵が設置されていなかった。イノシシの出没地点を確認すると個人防護柵が設置されている農地であった（図 9、表 4）。侵入をうけた柵の種類はトタンや木材、のり網などを利用しているものであった。S3 の活動地域周辺は、林縁部に集落防護柵が設置されているエリアが多くあったが、出没地に集落柵はなく、個人防護柵が数多く設置されていた（図 9）。侵入を受けた柵はのり網等を使った柵が多くみられた。

次に、出没パターン 2 の個体が出没している地域の被害防除について示す。S4 は、出没していない集落には林縁部に電気柵が設置され、谷奥には返し柵も作られるとともに、漏電を避けるための下草の管理等が行き届いていた（図 10）。出没していた農地では集落防護柵は設置されておらず、脆弱な個人防護柵のみであった。この農地には休耕地も多かった。

S1 については、行動圏が S4 と重なる部分が多かったが、S4 とは異なる農地に出没していた。S1 の出没農地についても、個人防護柵のみが設置されている農地であった（表 4）。S4 と同様に集落防護柵が設置されている農地には近づいていない。

N1 と N3 は行動圏が重なり、ともに隣接する 2 つの農地 a、b のうち、農地 a のみを利用していった（図 11）。農地 b は、通年で電気柵を設置し、林縁部の見通しがよく出没抑制対策が行われていた。一方、農地 a では、耕作期間のみに電気柵が設置され、林縁部には高茎草本や河畔林が発達しており、見通しの悪い環境であった。N1、N3 ともに追跡期間は農閑期にあたり、農地 a の電気柵設置されていなかった。

N2、N6 は主な行動圏に当たる森林は鳥獣保護区に指定されている地域であった（図 5）。N2 については、市街地近くの休耕地を主に夜間利用していたが、柵との被害対策は行われていなかった。N6 については、市街地を利用していたが、昼間使う場所と夜間使う場所があった（図 5）。

以上、イノシシは集落防護柵が設置されていない、個人防護柵対応のみの脆弱な防除の農地に侵入していることが明らかとなった。また、対策が行われない農閑期においても農地を利用していた（図 11）。

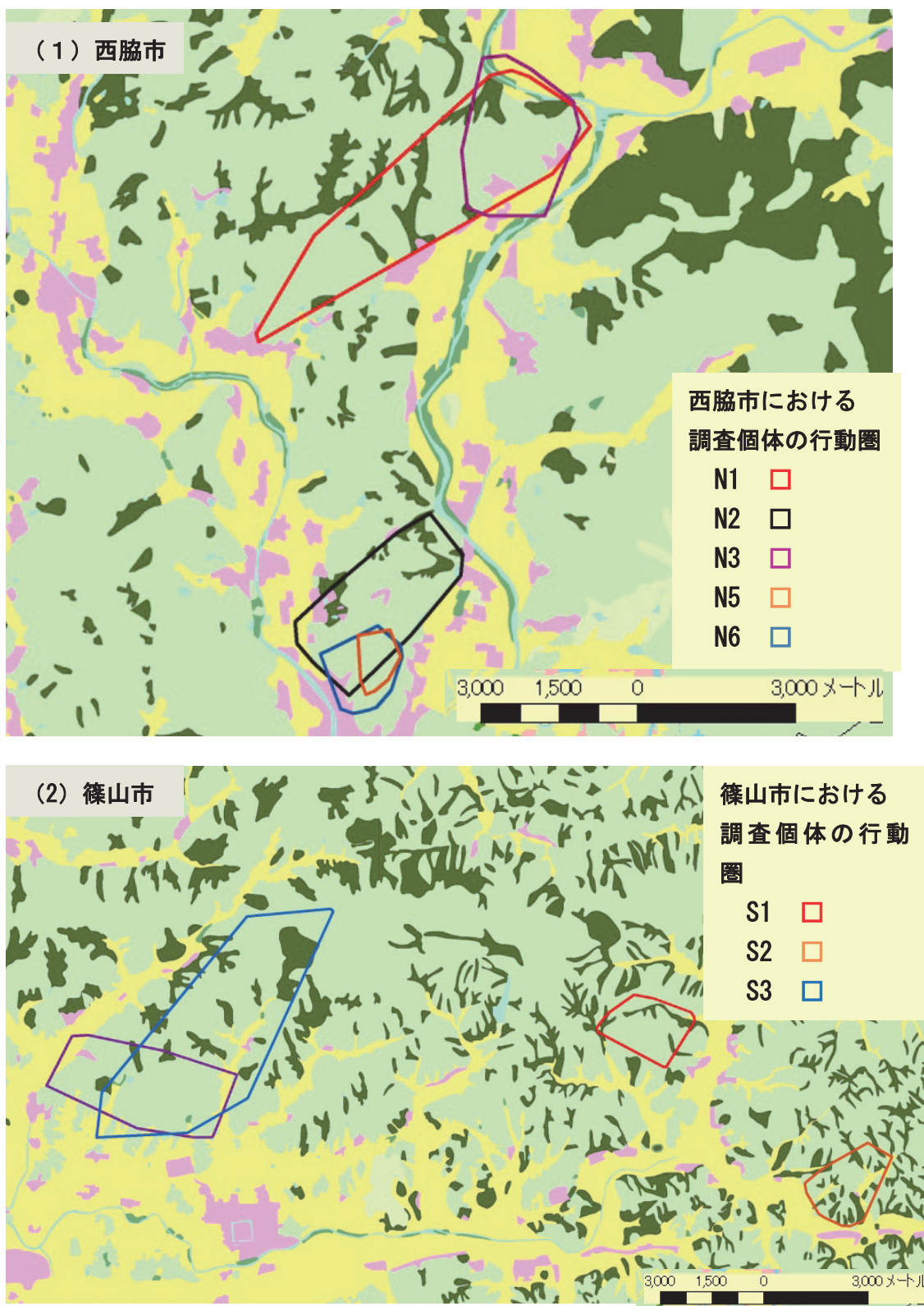


図4 調査個体の最外郭行動圏

(1) 西脇市において捕獲された5個体及び(2) 篠山市において捕獲された4個体

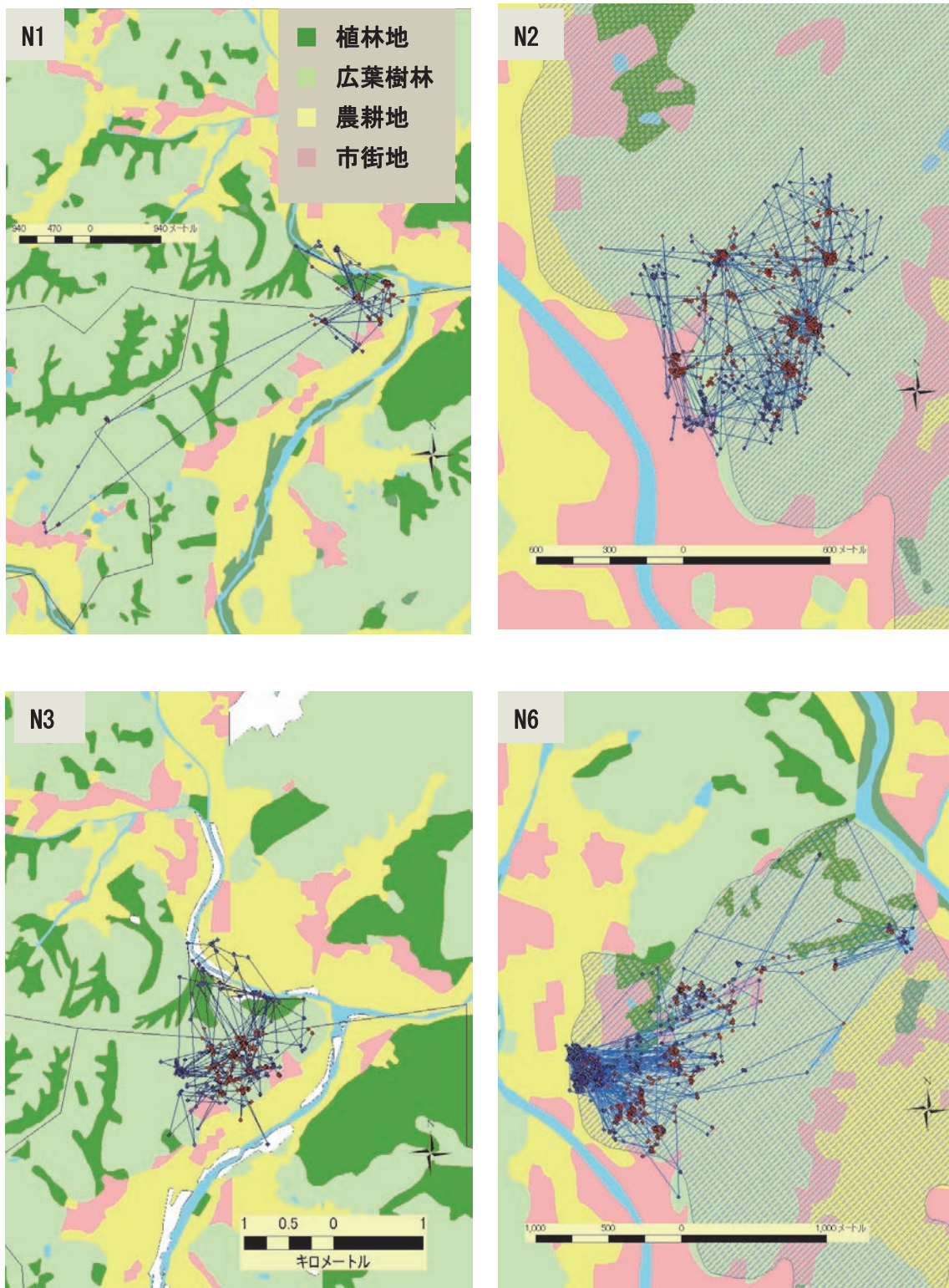


図5 兵庫県西脇市におけるGPS装着個体の測位地点

測位地点は、時間ごとに示した。●夜間（18-24時、0-6時）、●昼間（7-17時）。斜線は鳥獣保護区。

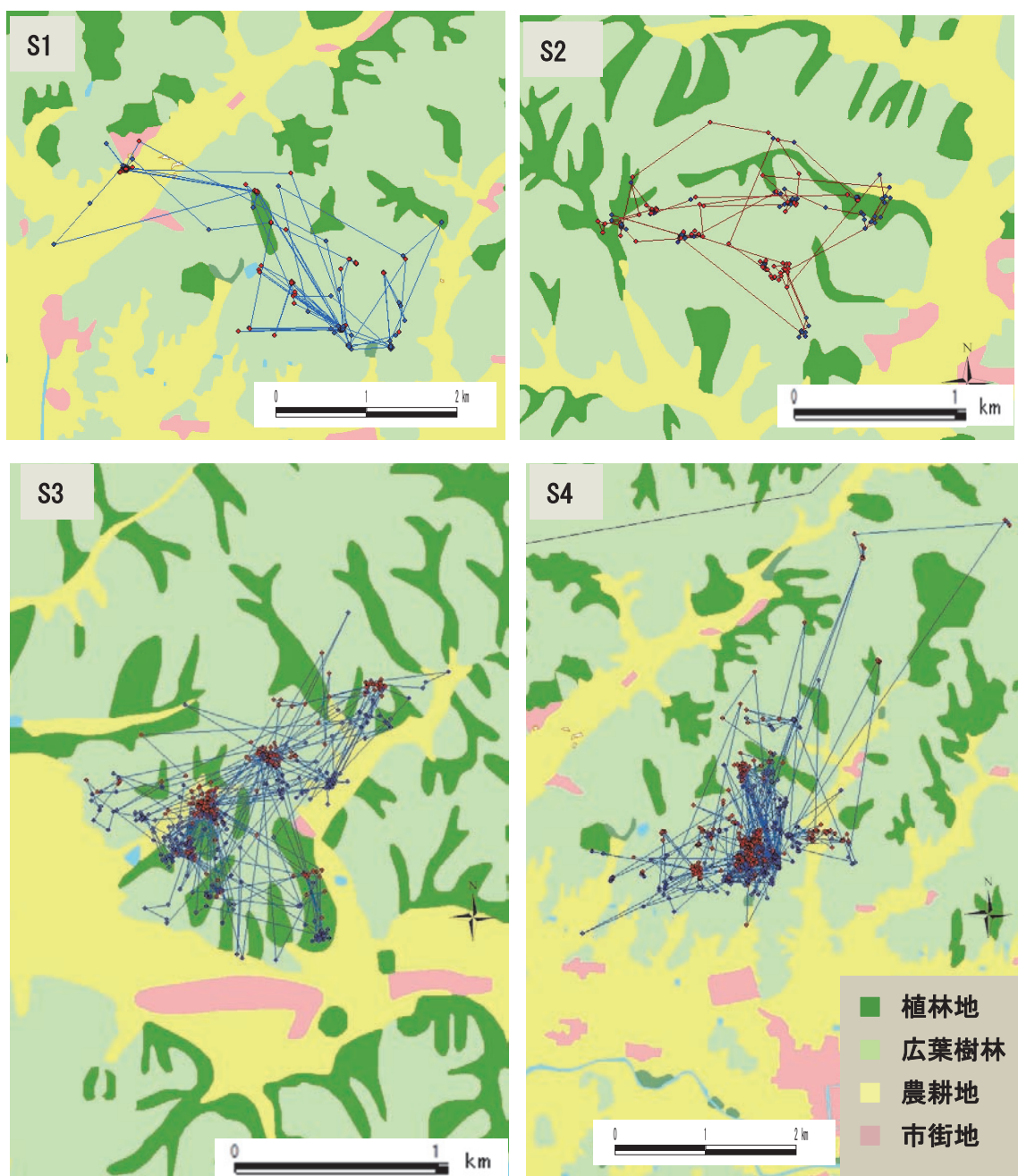


図6 篠山市におけるGPS装着個体の測位地点

測位地点は、時間ごとに示した。●夜間（18-24時、0-6時）、●昼間（7-17時）。

狩猟活動等による追い払い

N1は捕獲放獣直後にも大きく移動したが、数日後に捕獲地周辺回帰し、その後も捕獲地点周辺で行動した（図5）。捕獲から約1ヶ月後にN1の生息する森林で有害捕獲活動が行われた際には、猟犬がN1に接近した後、1kmほど移動した。しかし、その4時間後には狩猟前の滞在地点付近に戻っていた（図5）。

S4 の場合、狩猟者・猟犬が近くにきても移動しなかった。狩猟者が立ち去ったのち 2.5km 離れた場所に移動したが、翌日には移動前と同じ農耕地に出没していた。その後も狩猟前と同様に、ほぼ毎日農耕地へ出没していた(図 12)。別の日に、同様の追い払い活動を実施したが、S4 については、同様の行動をとり、行動域を変えることはなかった。

これらの例から、イノシシは狩猟や追い払いなどによって一時的に大きく移動することはあっても、すぐにもとの行動域に回帰し、農地へ出没するという行動に変化を与えることが難しいことが明らかとなった。

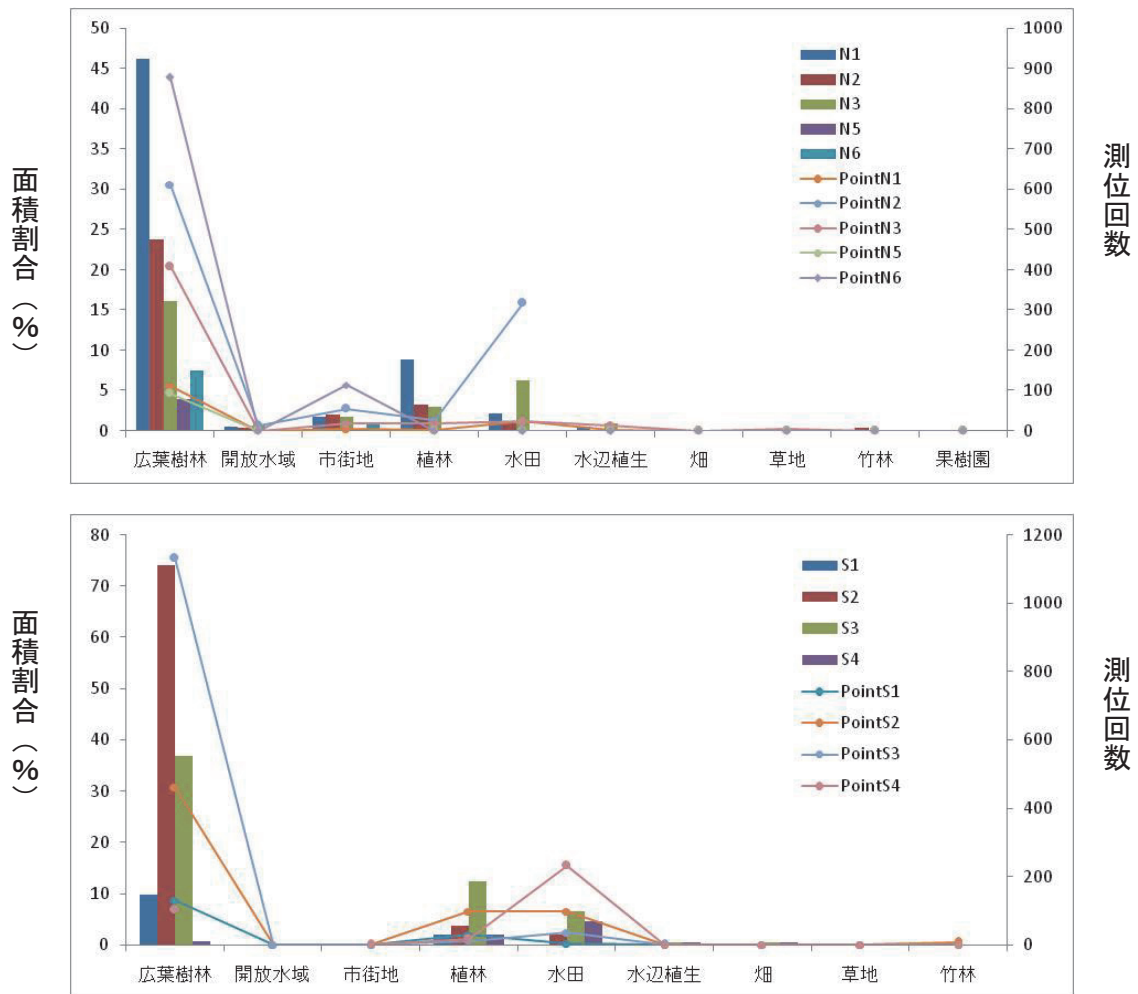


図 7 行動圏内の植生割合と行動地点の植生割合

棒グラフは行動圏内の植生割合、折れ線グラフは測位地点の植生割合を地点数で示した。

4-5. 考察

行動特性

農地に隣接して生息するイノシシの行動圏は、大型獣としては、比較的狭いものであ

った。農地に隣接して生息するイノシシでは、同様に行動圏が狭いことが島根県（小寺 2001）でも報告されている。特に被害を防ぐために給餌を行うと行動圏はさらに縮小することなどから（小寺ほか 2006）、イノシシは資源が豊富であれば狭い範囲で行動する特性があると推定される。本調査では追跡期間中に成獣雄を含め長移動することはなかった。日常的にも有害捕獲活動が行われている地域でもあることから、算出された行動圏サイズは、これらの追い払い活動によってイノシシの行動が頻繁に人為的攪乱の影

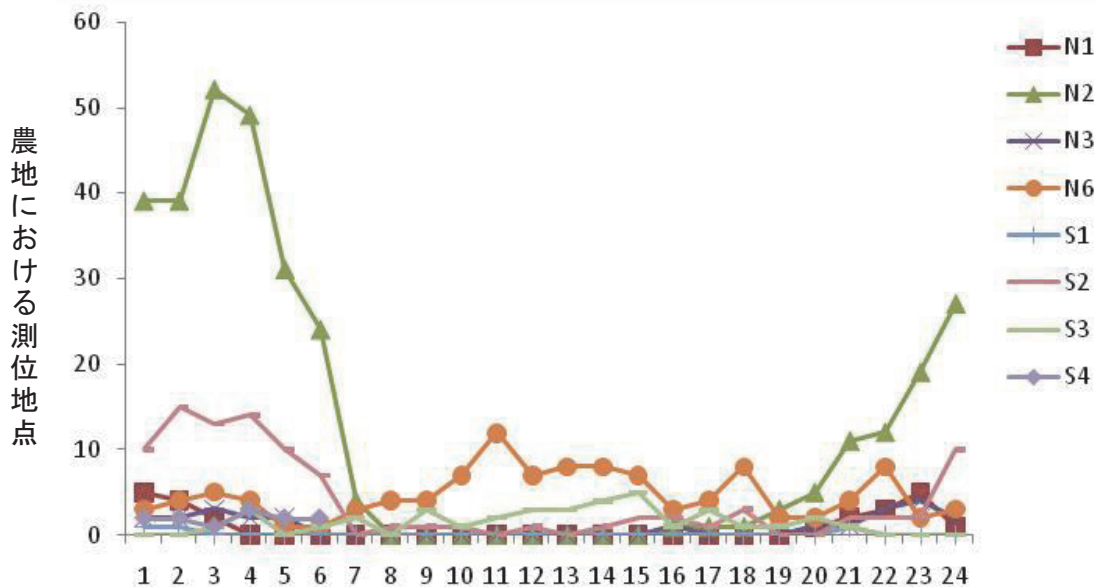


図8 イノシシの農地・市街地への出没時刻

響を受け、一時的に移動する行動を含めたものであると考えられる。そのため、追い払いや捕獲活動がなかった場合、さらに行動圏サイズは狭いものと考えられる。以上から、イノシシは定着性が非常に強く、行動圏は追い払い等の攪乱の影響を受けにくいと考えられる。行動圏内の植生はコナラを主体とする広葉樹林が多く、さらに行動地点は広葉樹が選択的に利用されていた。そしてイノシシは、植林地を忌避する傾向にあった。この結果はこれまでのイノシシの報告を支持するものである（小寺ほか 2001；本田ほか 2008）。また、複数個体が同所的に生息している場所も確認された。農地に接した広葉樹林が多い環境は、雑食であるイノシシにとっての資源量の多様性が保たれていると考えられ、複数個体が生息できる良好な生息環境にあることがうかがえる。

農地への出没と被害対策

農地に出没していた個体は夜間、特に 21 時から 5 時までに集中していた。これは、人間活動を避け夜間に農地を利用しているためと考えられる。しかし、市街地を利用していた個体は、昼間にも高い頻度で出没していることが明らかとなった。ヨーロッパイノシシでは、人間の影響が少ないと日中に活動し、夜間には活動が落ちる（Kurz & Marchinton 1972）ことが報告されているが、狩猟圧が高い地位地域では、夜間の活動

が高まる (Hanson & Karstad 1959; Boitani *et al* 1994) ことが報告されており、本研究の内容も同様の結果となった。餌づけによる出没が問題視されている六甲山系においても日中の活動が多く報告されている (辻・横山 2014)。該当の個体は主な行動域を鳥獣保護区内の森林に持つため、特に追い払われることなく人の生活圏を容易に利用できるようになり、行動がエスカレートしている可能性がある。都市や市街地に隣接し、イノシシが生息する鳥獣保護区周辺では農地だけでなく、市街地における出没防止対策など被害管理体制が必要であることを示唆している。

今回、農地への出没パターンとして今回2つのパターンが認められた。出没場所を変えるパターンを示した個体が行動していた地域では、集落防護柵が設置されていない、あるいは設置が一部に限られている地域であり、イノシシは、対策が脆弱な農地を選択

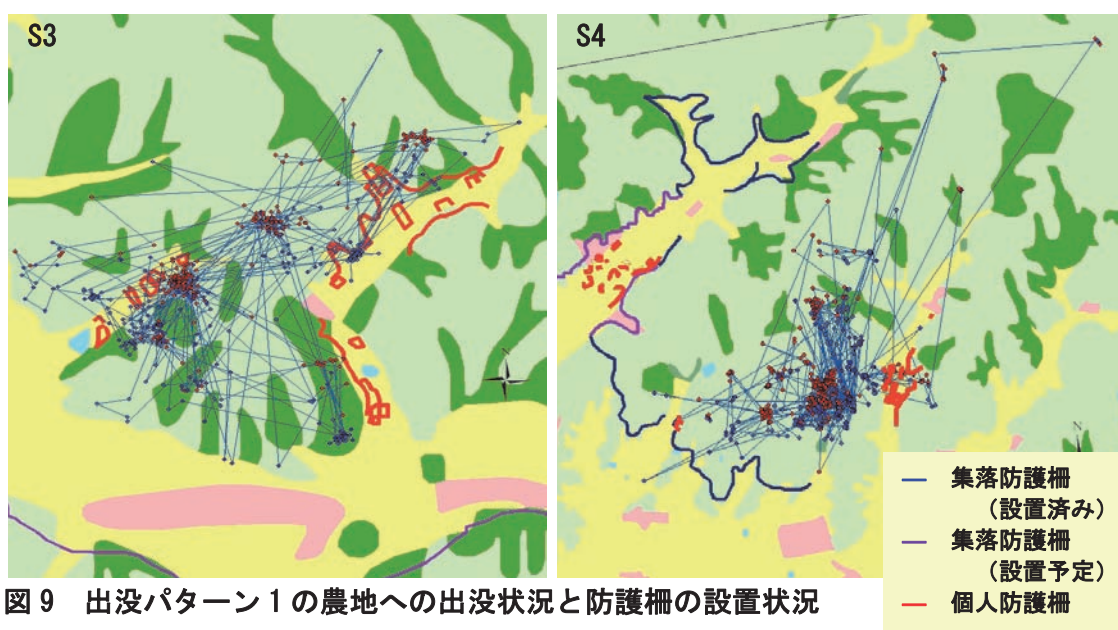


図9 出没パターン1の農地への出没状況と防護柵の設置状況

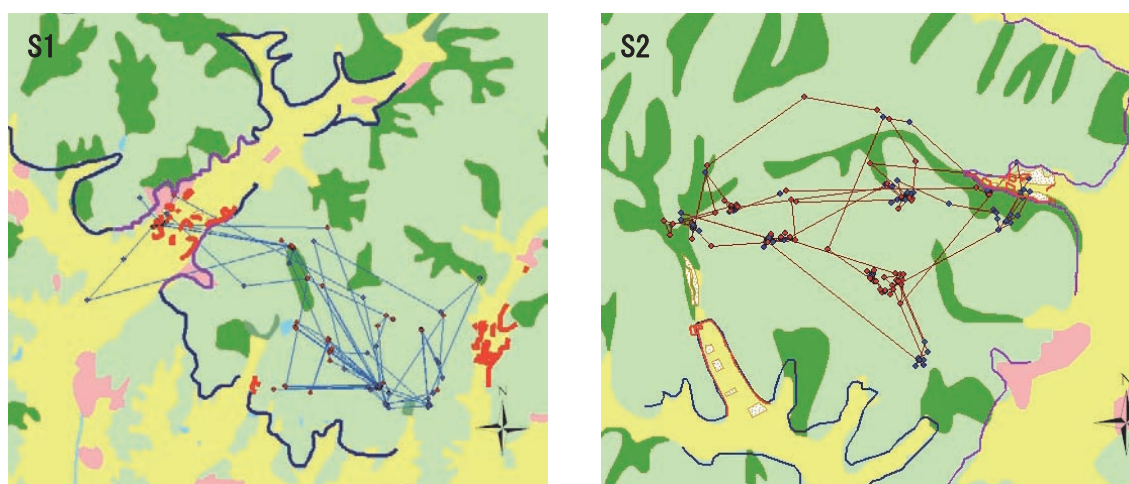


図10 出没パターン2の農地への出没状況と防護柵の設置状況

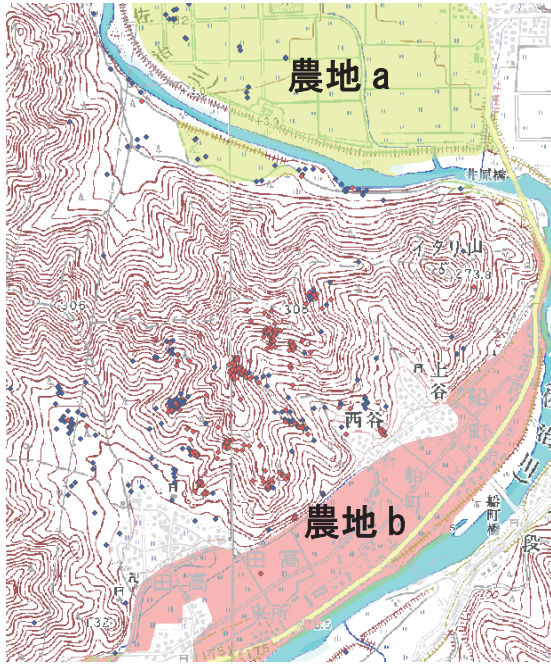


図 11 N1、N3 個体の行動圏周辺の農地

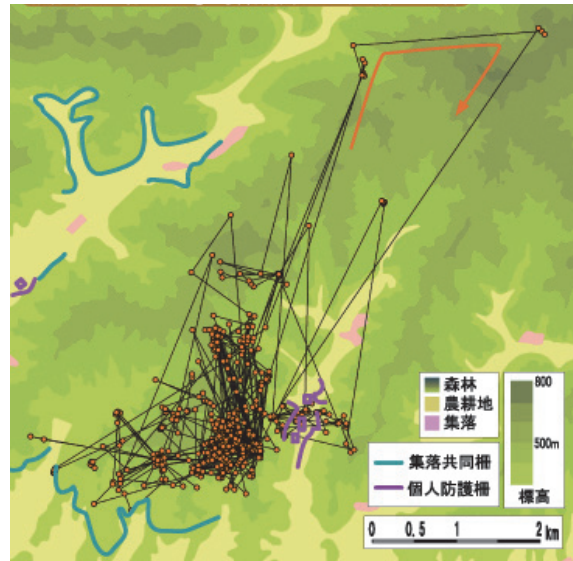


図 12 追い払い活動によるイノシシの行動の軌跡（橙色矢印）

表 4 イノシシの出没農地における被害防除対策と集落環境

個体ID		N1	N2	N3	N6	S1	S2	S3	S4
被害レベル*	(聞き取り)	中	大	中	中	少	大	なし	中
	集落単位の防除	一部	なし	一部	なし	一部	なし	一部	一部
防除対策	柵の種類	金網柵	ネット	金網柵	金網柵	ネット	電気柵・ネット・タン	ネット	ネット・タン
	柵の管理状況	管理	管理	管理	放置	管理	管理	管理	放置
	廃棄農作物等	処理	処理	処理	処理	処理	処理	処理	処理
集落環境	樹林内下層状態 (見通し)	悪	悪	悪	悪	悪	悪	悪	悪
	集落周辺下層状態 (見通し)	良	悪	良	良	良	良	良	良

* 被害レベル: 甚大(生産量の75%以上)・大(75~50%)・中(50~25%)・少(25%未満)・なし

し、集中的に被害をおよぼすことが明確となった。特定の場所に出没するパターンを示した個体の行動圏では、それ以外の場所に集落防護柵が設置されており、効果的に出没が抑制されていた。防除体制の脆弱な場所は、特定の農地に限られているために集中利用しているものと考えられた。イノシシは徹底した対策が行われた場合、その農地付近に近づくこともなく、対策が脆弱な農地を探索し、集中して利用するという行動を持っているといえる。

以上、イノシシの農地出没は、被害対策の有無の影響を大きく受け、特に集落全体をカバーする集落柵が効果的であるが、その分集落柵がなく対策の弱い地域への出没を加速させてしまう可能性が示唆された。イノシシによる被害防止対策は、被害地の空間的

特性を十分に検討し、特定の農地へに被害が及ばないような防護柵の設置を計画するなど、広域的な視点での検討も重要である。また今回の調査期間は農繁期、農閑期ともに追跡期間となっていたが、イノシシによる農地への出没は、農閑期にも認められている。農閑期において、イノシシによる農地利用を放置することは、イノシシの加害行動をエスカレートさせる可能性もあるため、今後の被害管理では、農閑期の農地管理についても検討することが重要である。

加害個体に対する追い払いの効果

狩猟活動等による追い払いが、イノシシの農耕地への出没の抑制に効果があると予想して追い払いの反応を追跡したが、非常に定着性が強く、常に行動圏内に回帰する行動をとったため、大きく行動を変えることは困難であることが示された。出没を抑制するための追い払いに準じた対策は、さらに工夫と検証作業が必要である。例えば、メンテナンスが行き届いた集落単位の大規模柵に効果があったこと、追い払い活動中には敏感な反応を示し即座に逃げる場合や、人や犬が通過するのを潜んで待つような行動をとるなど、非常に臨機応変な反応を示していた。そのため例えば、日常的に林縁部等において、人や犬などが活動することで、農地への接近をあきらめさせるなど出没が抑制される可能性は高い。

また、有害捕獲による効果を高めるためには、イノシシによる被害発生地において加害個体を捕獲しなければ、被害軽減の効果が見込めないため、捕獲対象個体を捕獲する体制が必要となる。

以上、被害を及ぼすイノシシの行動を追跡した結果、農地に隣接して生息するイノシシは、狭い行動圏で定着的であり、被害対策の脆弱な場所や対策されていない場所、あるいは時期に農地に集中して出没することが明らかとなった。また、狩猟活動による追い払いでは、イノシシの行動に変化を与えることは困難であった。被害地周辺での定期的な個体数調整と防除柵管理、身を潜める場所や泊まり場となる藪などの環境の排除などが重要であることが明らかとなった。

謝辞

捕獲調査に当たり、兵庫県猟友会西脇多可支部、篠山支部さつき会、株式会社野生動物保護管理事務所から多くのご協力をいただきました。防護柵の設置状況に関しては篠山市に情報提供頂いた。財団法人自然環境研究センターの常田邦彦氏には研究の立案や実施にご支援をいただきました。なお、本研究は、平成17年度～19年度環境省地球環境保全等試験研究費及び平成25～27年度JSPS科研費(25450478)の助成を受けました。ここに厚く御礼申し上げます。

引用文献

赤星心. 2001. イノシシのまち—丹波篠山. 高橋春成編「イノシシと人間—共に生きる」.

- pp.290-313. 古今書院, 東京.
- 朝日稔. 1985. 資源としてのイノシシ. 哺乳類科学, 25 : 27-30.
- Boitani, L. ,L. Mattei, D. Nonis and F. Corsi. 1994. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscan, Italy. *Journal of Mammalogy*, 75: 600-312.
- 江口祐輔. 2003. イノシシから田畑を守る おもしろ生態とかしこい防ぎ方. 農山漁村文化協会, 東京, 147pp.
- 江口祐輔. 2008. 農作物被害対策—イノシシの被害管理—. 高槻成紀・山極寿一編「日本の哺乳類学. 第二巻. 中大型哺乳類・霊長類」, pp.401-426, 東京大学出版, 東京.
- Hanson, R. P. and L. Karstad. 1959. Feral swine in the southeastern United States. *Journal of Wildlife management*, 23: 64-74.
- 本田剛・林雄一・佐藤善和. 2008. 林縁周辺で捕獲されたイノシシの環境選択. 哺乳類科学, 48 (1) : 11-16.
- 兵庫県. 2013. 第2期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 神戸, 18pp.
- 環境省自然環境局. 2013. 平成24年度特定鳥獣に関わる保護管理施策推進のための検討調査業務報告書, 164 pp.
- Kurz, J. C. and R. L. Marchinton. 1972. Radiotelemetry studies of feral hogs in South Carolina. *Journal of Wildlife management*. 36:1240-1548.
- 神崎伸夫. 2001. イノシシの商品化と個体群管理. 高橋春成編「イノシシと人間—共に生きる」. pp.258-288. 古今書院, 東京.
- 小寺祐二・神崎伸夫. 2001. 島根県石見地方におけるニホンイノシシの食性および栄養状態の季節的变化. *野生生物保護* 6 (2): 109-117.
- 小寺祐二. 2001. 島根県石見地方におけるニホンイノシシの環境選択. *Wildlife Conservation Japan*, 6(2):119-129.
- 小寺祐二・長妻武宏・藤原悟. 2006. 被害発生時期のイノシシ (*Sus scrofa*) の行動圏と計画的給餌の影響: 島根県における予備的調査の結果. 哺乳類科学, 46 (1) : 67-68.
- 野本加奈・高橋俊守・小金沢正昭・福村一成. 2010. 栃木県茂木町の水田と畑地におけるイノシシ被害地点と周辺環境特性. 哺乳類科学, 50(2) : 129-135.
- 大東・伊藤絵里子, 神崎伸夫. 1998. 近・現代のニホンイノシシの個体群トレンド. *Wildlife Conservation Japan* 3:95-105.
- 坂田宏志・鮫島弘光・横山真弓. 2008. 目撃効率からみたイノシシの生息状況と積雪, 植生, ニホンジカ, 狩猟, 農業被害との関係. 哺乳類科学 48 : 245-253.
- 辻知香・横山真弓. 2014. 六甲山イノシシ問題の現状と課題. 「兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題」, ワイルドライフモノグラフ 6号, pp121-134, 兵庫県森林動物研究センター.
- 横山真弓・斎田栄里奈・江藤公俊・中村幸子・森光由樹. 2011. 兵庫県におけるツキノワグマの行動圏の変異とその要因. 「兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 3号, pp.62-73.

第 5 章

ニホンイノシシの年齢査定方法

辻 知香¹・横山真弓^{1,2}

要 点

- ・ 2003 年から 2013 年に狩猟や有害捕獲により捕獲された個体等、計 517 頭を用いて、下顎の歯の萌出と交換状況の観察および第一後臼歯のセメント質層の年輪数のカウントによって年齢査定を実施し、兵庫県イノシシの年齢構成を明らかにした。
- ・ 年間通じて収集された個体の歯の萌出と交換状況を観察することにより、兵庫県イノシシの 3 歳までの年齢査定表を作成した。
- ・ ほとんどの歯の萌出と交換において 7~8 か月の変異幅が確認されたことから、イノシシでは歯の萌出と交換の個体差が大きいことが示唆された。したがって、それらの観察によるイノシシの月齢や週齢の査定は困難であると考えられた。
- ・ 分析個体の年齢は 0 歳から 11 歳まで確認されたが、年齢構成は 0 歳と 1 歳が全体の 56.3% を占める、若齢層が多いピラミッド型であった。これより兵庫県のイノシシは増加型を示す一方で、比較的強い捕獲圧がかかっていることが考えられた。雌雄別にみると、若齢ではオスの方が多く、高齢ではメスの方が多かったことから、メスの方がオスよりも高齢まで生存しやすいことが考えられた。

Key words : 年齢査定、歯の萌出・交換、年齢構成、増加型

5-1. はじめに

野生動物において個体の年齢情報は、個体レベルあるいは種レベルでの繁殖状況や行動特性等を明らかにするために不可欠である。また個体群の年齢構成は、個体群動態の把握や将来予測のための基盤情報である（斎田ほか 2011；浅野 2012）。個体群の適切な管理を行うためには、捕獲個体の年齢構成を把握し、捕獲の影響を検討することも求められる（Milkowski & Wójcik 1984；斎田ほか 2011）。つまり、捕獲時期や捕獲手法の違いに伴う捕獲個体の年齢の偏りの有無を把握することで、増えすぎた個体群に対する個体数削減効果や絶滅が危惧される個体群での選択捕獲の是非を検討することが重要となる（Apollonio *et al.* 2011）。

以上のように、個体群の年齢構成は、極めて重要な情報であることから、これまで多

¹兵庫県森林動物研究センター・²兵庫県立大学自然・環境科学研究所

くの野生動物で年齢査定が実施されてきた(林ほか 1977; 須藤 2001; 斎田ほか 2011)。野生哺乳類動物の最も一般的な年齢査定方法は、歯の萌出と乳歯から永久歯への交換状況の観察による判定である(須藤 2001; 浅野 2012)。歯が全て萌出し、永久歯に置き換わった個体については、歯のセメント質層に形成される年輪数のカウントが行われてきた(林ほか 1977; 須藤 2001)。全く別の方法として、水晶体の重量の計測による年齢査定も行われてきた(須藤 2001)。

イノシシ (*Sus scrofa*) では、ヨーロッパのイノシシにおいて、豊富な頭数の飼育個体を対象にした歯の萌出と交換の観察により、詳細な年齢査定方法が確立されている(Matschcke 1967; Boitani & Mattei 1992)。一方、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) では、林ほか(1977)が、飼育個体と冬季に捕獲された野生個体を用いて整理している。最近、Anezaki (2008) が、冬季以外の個体も用いて歯の萌出や交換状況を報告している。しかし、標本数が限られていることや萌出、交換の進行状況に個体差が確認されていることから、冬季以外の野生個体の年齢査定方法の整理は十分でない。

近年、イノシシの生息域は急速に広がり(環境省自然保護局生物多様性センター 2004)、捕獲数や農作物被害金額も増加している(環境省 2010、農水省 2010)ことから、イノシシの個体数は増加傾向にあると推測されている。現在実施しているイノシシの個体数推定は、捕獲数や狩猟者から寄せられる報告に基づいて行われており、生物学的な情報は事前分布において考慮されているが、データとしては活用されていない(坂田ほか 2012; 松本ほか 2014)。イノシシは個体数の年次変動も年内変動も大きいこと(坂田ほか 2012)、ニホンジカ (*Cervus nippon*) の糞塊密度調査に対応するような生息密度調査が存在しないことから、現状では、将来予測などを含め精度の高い推定が難しい(坂田ほか 2012)。このようなイノシシ特有の課題解決に向けて、個体群の年齢構成および年齢に依存する繁殖データなどの生物学的基盤情報を明らかにすることで、個体数推定の制度を高められる可能性がある。

そこで、本研究では、年間通じて収集された個体を用いて、通年で可能となる年齢査定方法の整理を試み、兵庫県のイノシシの年齢構成を明らかにすることを目的とした。

5-2. 材料と方法

材料

2003年から2013年において、狩猟および有害捕獲により捕獲された個体や交通事故死等により回収された個体、合計517頭を対象とし、材料として頭骨を採取した。

方法

イノシシの歯式は、上下左右それぞれ切歯(I)3本、犬歯(C)1本、前臼歯(P)4本、後臼歯(M)3本の計44本であり(Matschcke 1967; 林ほか 1977; Boitani & Mattei

1992; Anezaki 2009)、これらの永久歯が生えそろうのが 38 か月以内と報告されている (林ほか 1977)。また、イノシシの歯の萌出と交換は、上顎の方が下顎よりも個体差が大きいと報告されている (Matschcke 1967; 林ほか 1977)。そこで本研究では、3 歳以下の個体の年齢査定として、下顎の歯の萌出と交換状況を観察した (Matschcke 1967; 林ほか 1977; Boitani & Mattei 1992; Anezaki 2009)。ただし第一前臼歯を欠失している個体が多かったため、第一前臼歯は年齢査定の指標から除外した。次に全ての歯の萌出と交換が完了していた個体、つまり 3 歳よりも高齢の個体の年齢査定として、第一後臼歯のセメント質層の年輪数をカウントした (林ほか 1977)。年輪の観察のために、第一後臼歯を抜歯して脱灰処理を施した後 35~40 μ m に薄切し、その切片にヘマトキシリン染色を行った (須藤 2001)。

本研究では、林ほか (1977) に基づいて、第一後臼歯 (M1)、第二後臼歯 (M2)、第三後臼歯 (M3) の萌出状態により、対象個体を 5 つの年齢グループに区分した (表 1)。

表. 1 年齢グループの区分方法

年齢グループ	後臼歯の萌出状態
I	M1 萌出完了まで
II	M2 萌出開始~完了
III	M3 萌出開始~M3 第 5, 6 咬頭萌出
IV	M3 第 7, 8 咬頭萌出開始~完全萌出、摩滅なし
V	M3 完全萌出、摩滅あり

上記の 5 グループに区分後、まず、それぞれのグループの後臼歯の萌出状況を確認した。第一、第二後臼歯では、萌出していない場合は NP (Non-Eruption)、萌出中は EP (Erupting)、萌出完了の場合は E (Erupted) と表記した。第三後臼歯では、咬頭の萌出状況で、第一、二咬頭までの場合 M3-1、第三、四咬頭までの場合 M3-2、第五、六咬頭までの場合 M3-3、最後の第七咬頭まで確認できた場合 M3-L と記載した。次に切歯、犬歯、前臼歯の乳歯から永久歯への交換状況を確認し、乳歯の場合は「小文字」、交換中は「小文字→大文字」、永久歯の場合は「大文字」でアルファベット表記した。以上の歯の萌出と交換状況の観察結果をもとに年齢査定表を作成した。

作成した年齢査定表とセメント質層の年輪数により、全ての個体の年齢を決定した。この際、便宜上の仮の誕生日を 5 月 1 日として (林ほか 1977 ; 西 2003)、5 月 1 日を過ぎた場合には年齢を一つ繰り上げた。

5-3. 結果

5-3-1. 年齢査定

年齢グループの区分

分析個体は、Iグループに145頭、IIグループに158頭、IIIグループに78頭、IVグループに19頭、Vグループに117頭が区分され、どのグループも狩猟期間の11～2月に多かった(図1)。

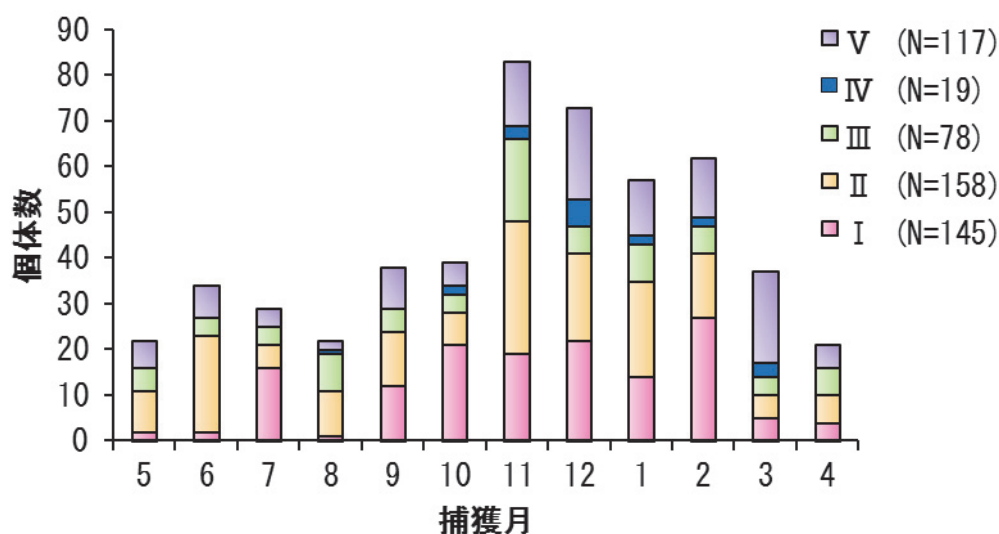


図1. 捕獲月ごとの各年齢グループの確認数

Iグループ

第一後臼歯が未萌出の個体(M1NE)は6～12月、萌出中であった個体(M1EP)は7月と9～2月、萌出完了個体(M1E)は7月と9～5月に確認された(図2.a)。乳歯から永久歯への交換が最初に見られたのは第三切歯と犬歯であった。交換中であった個体(c,i3→C,I3)は10～5月に確認されたが、永久歯に置き換わった個体(C,I3)はIグループの中では確認されなかった(図2.b)。

IIグループ

第二後臼歯が萌出中であった個体(M2EP)は4～8月、10～11月、1月、萌出が完了した個体(M2E)は5～3月に確認された(図3.a)。乳歯から永久歯への交換状については、第三切歯と犬歯が乳歯であった個体(c,i3)は4、6、7、11月、交換中であった個体(c,i3→C,I3)は4～6月に加え、大きく外れて10月と1月に観察された。永久歯であった個体(C,I3)は全期間中に確認された。(図3.b)。第一切歯が乳歯であった個体(i1)は4～1月、交換中であった個体(i1→I1)は5～10月に加え、大きく外れて2月に確認された。永久歯であった個体(I1)は5～3月に確認された。(図3.)

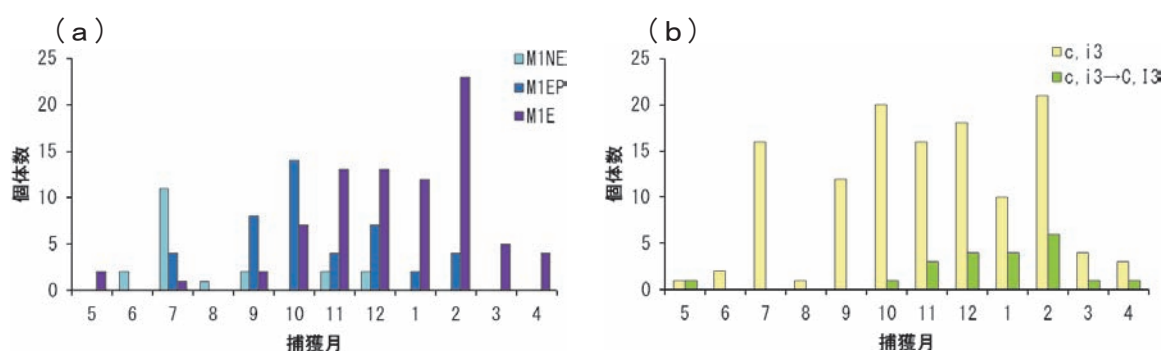


図 2. I グループにおける、捕獲月ごとの萌出、交換確認数

(a) は第一後臼歯の萌出状況を示し、M1NE は未萌出、M1EP は萌出中、M1E は萌出完了個体を表す。(b) は第三切歯と犬歯の乳歯から永久歯への交換状況を示し、c, i3 は乳歯、c, i3→C, I は交換中を表す。

c)。第二切歯が乳歯であった個体 (i2) は 4~2 月、交換中であった個体 (i2→I2) は 5~6 月、11~3 月、永久歯であった個体 (I2) は 5~6 月、8~9 月、11~3 月に確認された。(図 3.d) 前臼歯が乳歯であった個体 (p) は 4~11 月、1~2 月、交換中であった個体 (p→P) は 6~1 月、永久歯であった個体 (P) は 5~6 月、8~9 月、11~3 月に確認された。(図 3.e)。

II グループにて、全ての乳歯が永久歯に置き換わった。それぞれの生え換わり期間に変異幅はあるものの、交換の順番としては、第三切歯と犬歯、第一切歯、前臼歯、第二切歯の順であった (図 2, 3)。

III グループ

第三後臼歯の第一、二咬頭が萌出した個体 (M3-1) は 10 月と 1~8 月、第三、四咬頭が萌出した個体 (M3-2) は 7~8 月、11~12 月、2 月、第五、六咬頭が萌出途中の個体 (M3-2→M3-3) は 7~4 月、第五、六咬頭が萌出した個体 (M3-3) は 9 月と 11~6 月に確認された (図 4)。どの萌出状況においても、確認される期間が長くばらついていた。

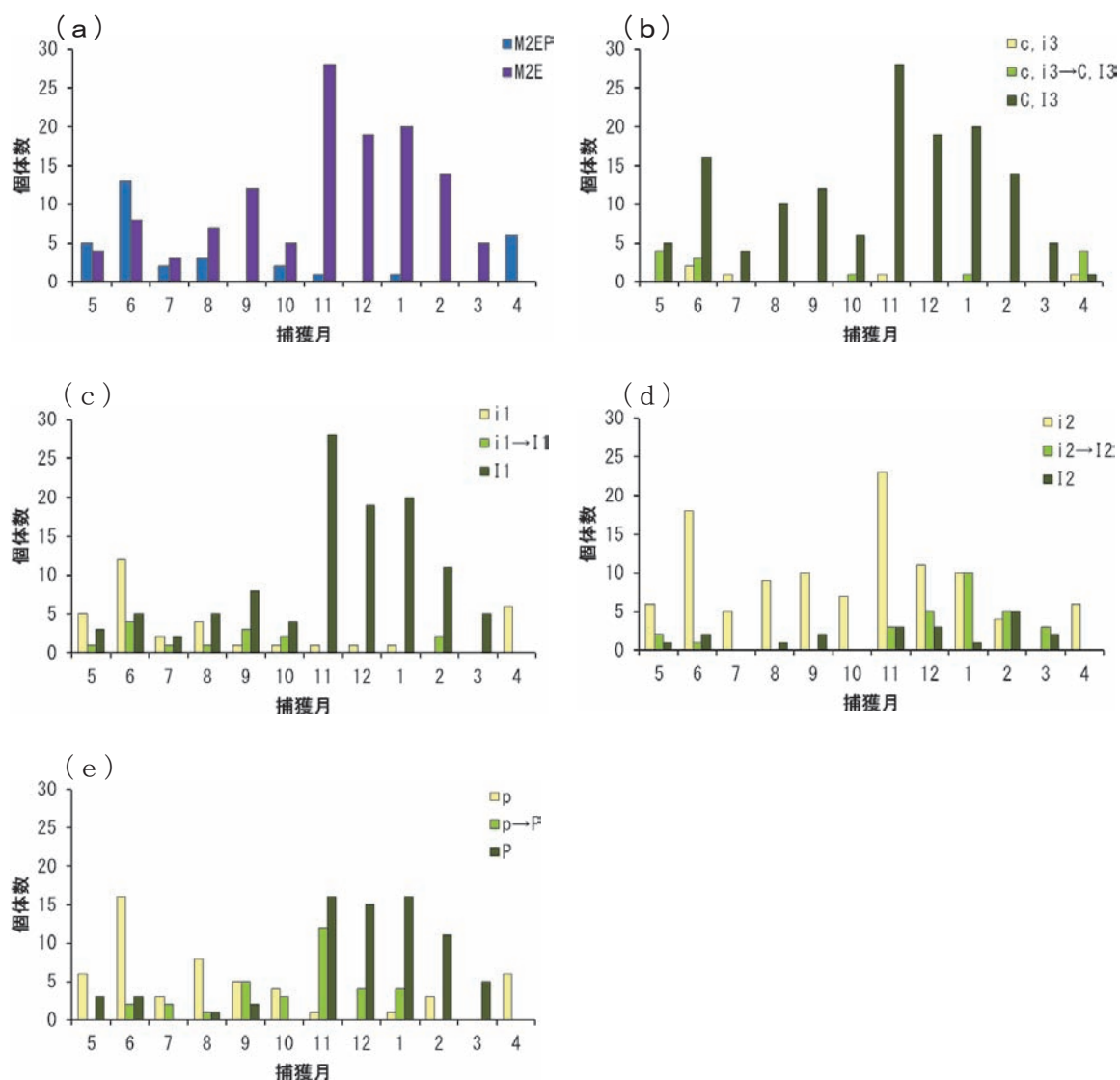


図3. IIグループにおける、捕獲月ごとの萌出、交換確認数

(a) は第二後臼歯の萌出状況を示し、M2EP は萌出中、M2E は萌出完了個体を表す。(b) は犬歯と第三切歯の乳歯から永久歯への交換状況を示し、c, i3 は乳歯、c, i3→C, I3 は交換中、C, I3 は永久歯を表す。(c) は第一切歯の乳歯から永久歯への交換状況を示し、i1 は乳歯、i1→I1 は交換中、I1 は永久歯を表す。(d) 第二切歯の乳歯から永久歯への交換状況を示し、i2 は乳歯、i2→I2 は交換中、I2 は永久歯を表す。(e) は前臼歯の乳歯から永久歯への交換状況を示し、p は乳歯、p→P は交換中、P は永久歯を表す。

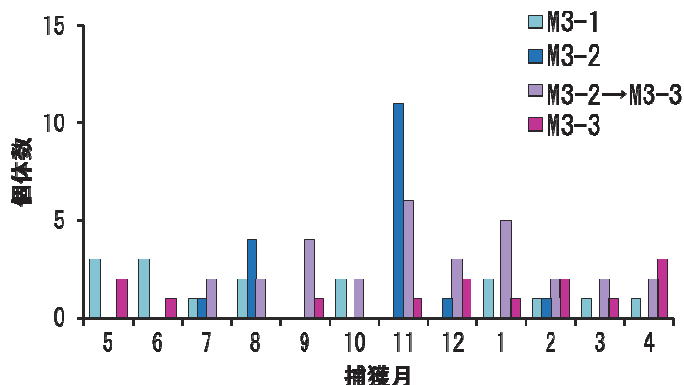


図 4. IIIグループにおける、捕獲月ごとの萌出確認数

第三後臼歯の萌出状況を示し、M3-1 は第一、二咬頭が萌出した状態、M3-2 は第三、四咬頭が萌出した状態 M3-3 は第五、六咬頭が萌出した状態を表す。M3-2→M3-3 は、第五、六咬頭が萌出中の状態を表す。

IV、Vグループ

第三後臼歯が第七咬頭まで全て萌出した個体において、歯の摩滅が確認されなかったIVグループは8月と10～3月に確認された(図5 a)。また、摩滅が確認されたVグループの個体は全ての期間中に確認された(図5 b)。

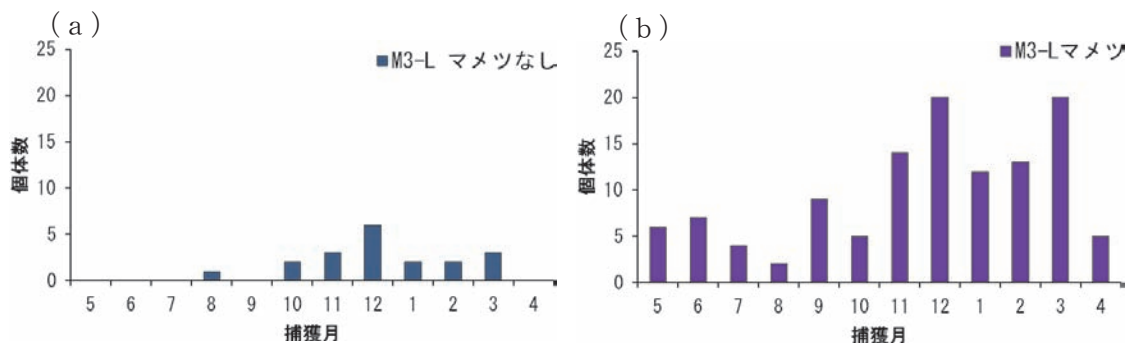


図 5. IV、Vグループにおける萌出と摩滅状況

(a) は第三後臼歯の萌出が完了し歯の摩滅が確認されなかった個体、(b) は摩滅が確認された個体を示す。

歯の萌出と交換は、全体的に変異幅が顕著に大きかったが、その変異幅を加味してまとめると以下の通りとなった。まず0歳では冬に第一後臼歯(M1)の萌出が完了し(図2.a)、冬から翌春にかけて、第三切歯(I3)と犬歯(C)が生え変わっていた(図2.b, 図3.b)。次に1歳を迎える春から初夏にかけて第二後臼歯(M2)が萌出して(図3.a)、第一切歯(I1)が生え変わった(図3.c)。1歳の夏～秋にかけて前臼歯(P)が生え変わった(図3.e)。そして1歳の秋から冬にかけて、第二切歯(I2)の生え変

わり（図3.d）と第三後臼歯の萌出が開始した。その後、2歳の秋から冬にかけて第三後臼歯の第三、四咬頭および第五、六咬頭が萌出し、3歳の秋から冬にかけて最後の第七咬頭が萌出した（図4）。以上をまとめた兵庫県のイノシシのおおよその年齢査定表を図6に示す。

	0歳	1歳	2歳	3歳
I1	乳歯	交換中	永久歯	
I2	乳歯		交換中	永久歯
I3	乳歯	交換中	永久歯	
C	乳歯	交換中	永久歯	
P	乳歯		交換中	永久歯
M1		萌出中	永久歯	
M2		萌出中	永久歯	
M3			M3-1 萌出中	永久歯
			M3-2	
			M3-3	

図6. 兵庫県イノシシの年齢査定表

I1は第一切歯、I2は第二切歯、I3は第三切歯、cは犬歯、Pは前臼歯、M1は第一後臼歯、M2は第二後臼歯、M3は第三後臼歯を示す。また第三後臼歯において、M3-1は第一、二咬頭まで、M3-2は第三、四咬頭まで、M3-3は第五、六咬頭まで萌出している状態を示す。

5-3-2. 兵庫県のイノシシの年齢構成

雌雄が判定できた451頭の年齢は0～11歳まで確認され、年齢構成はピラミッド型を示した（図7）。全体に対する0歳の割合は、オスでは34.6%（N=81）、メスでは24.4%（N=67）、1歳の割合は、オスでは31.2%（N=73）、メスでは25.5%（N=70）となり、0歳と1歳で全体の半数を占めた。雌雄の偏りについては、0～1歳ではオスの方が多かったが、2歳以降はメスの方が多かった。最高年齢はオスでは8歳であったのに対し、メスでは11歳であった。

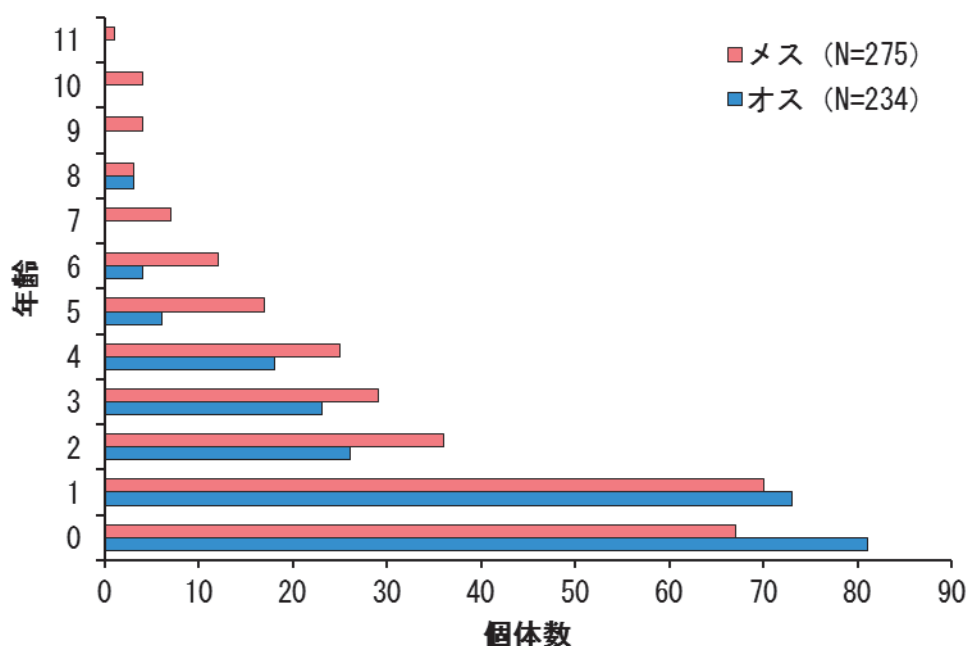


図 7. 兵庫県イノシシの年齢構成

5-4. 考察

5-4-1. 年齢査定方法

萌出、交換時期の変異幅

本研究より、イノシシの下顎の歯の萌出と交換時期には変異幅が大きいことが明らかとなった。萌出中や交換中であった個体に限定しても観察される変異の期間は6~8か月に及んだ(図2、3)。この変異幅が生じる要因は2つ挙げられる。一つは、もともとの出生時期の変異幅に起因するもので、もう一つは、出生後の歯の萌出と交換の進行状況の個体差に起因するものである。この中で前者について、兵庫県のイノシシでは、胎齢推定より算出された出産時期の変異幅は、約5か月と報告されている(辻・横山2014)。本研究の結果は、出産時期の変異幅よりも長かったことから、出生後の歯の萌出と交換状況においても個体差が生じていることが示唆された。過去の研究においても歯の萌出と交換時期は、個体の栄養状態や疾病、繁殖状況など様々な要因が影響して、幅が生じることが報告されている(Boitani & Mattei 1992; Bridault *et al.* 2000; Mangnel & Carter 2007; Anezaki 2009)。さらに生育環境が統一されている飼育個体でも0.3~4.5か月の個体差が報告されている(Matschke 1967)。したがって、イノシシの歯の萌出と交換時期の変異幅は、単に出生時期のばらつきだけではなく、成長段階における個体差が強く影響することが示唆されるため、月齢査定や週齢査定は難しいと考えられた。

イノシシの年齢査定

本研究では、前述のとおり歯の萌出と交換に変異幅はあるものの、おおよその年齢査定を目安を作成した（図6）。下顎の歯の萌出と交換が観察される順番についてはMatschcke (1967)の報告と一致したが、Boitani & Mattei (1992)やAnezaki (2009)は、第二切歯の萌出よりも先に第一切歯の交換が先に起こると報告しており相違があった。歯の萌出と交換時期においても、過去の報告（Matschcke 1967; Boitani & Mattei 1992; Anezaki 2009）と一致する部分、前後する部分がそれぞれ確認された。したがって、イノシシの歯の萌出と交換の順番や時期については、個体差および対象個体群や対象地域での変異も大きいと考えられ、全国一律と考えるとさまざまな誤差を生み出す恐れがある。そのため、本研究の年齢査定表もおおよその目安として使用することが望まれる。また、第三後臼歯の萌出状況はとくに変異幅が大きくなることから（図4；Matschcke 1967; Boitani & Mattei 1992; Anezaki 2009）、観察される時期によっては、萌出だけで年齢査定をするのではなく、第一後臼歯のセメント質層の年輪数のカウントも行なって、双方の結果をもとに年齢を決定することが必要と考えられた。

第一切歯と第三切歯、犬歯の交換状況等において、明らかに時期がずれている個体が1～2頭確認された（図3）。これらは、春以外に生まれた個体、つまり秋に生まれた個体と考えられた。したがって、歯の萌出、交換状況の確認にて、秋子の割合やその生存率を推定できる可能性が挙げられ、今後さらなる検討が必要と考える。

5-4-2. 兵庫県イノシシの年齢構成

捕獲個体の年齢構成は、野生の個体群を必ずしも反映するとは限らないことが指摘されている（斎田 2011）が、本研究は通年で収集した豊富な標本数にて検討したことで、ある程度の判断ができると考える。まず兵庫県のイノシシの年齢構成は、若齢層の多いピラミッド型を示した（図7）ことから、個体数は増加傾向にあることが示唆された。イノシシは箱わなや囲いわなで捕獲した場合、0歳が同時に複数頭捕獲されたり、0歳だけが捕獲されることで成獣個体が捕獲しにくくなることが指摘されている（江口 2003；西 2003）。しかし、本研究の対象個体については、箱わなや囲いわなで捕獲された個体もくくりわなで捕獲された個体も、一様に0歳と1歳が全体の半数以上を占めたこと（辻 未発表）から、現時点では、捕獲方法による大きな年齢の偏りは見られていない。ヨーロッパのイノシシの報告では、捕獲圧が高い個体群ほど年齢構成が若齢に偏ることが確認されている（Milkowski & Wójcik 1984; Fernandez-Llari *et al.* 2003）。兵庫県は、古くからイノシシの資源的価値が極めて高く、昭和30年代（横山 2014）より狩猟期には高い捕獲圧がかけられている（横山 2014）。したがって、本研究において0歳と1歳の個体の割合が多くなったのは、兵庫県特有のイノシシに対する高い捕獲圧の影響を反映していると考えられる。

次に、雌雄の偏りについては、今回、0歳と1歳はオスが多く、2歳以降はメスの方

が多くなった。とくに5歳以降についてはメスが占める割合が極端に多くなり、最高年齢もメスの方が3歳上回った(図7)。国内の他地域の齢構成(西2003)やヨーロッパの個体群の齢構成(Fernandez-Llari *et al.* 2003)でも同様の傾向があることから、イノシシの特有の群れ構成や行動特性により、雌雄で寿命が異なり、メスの方がオスよりも高齢まで生存しやすいことが考えられる。ただしこれらの報告は、全て捕獲個体が対象であることから、雌雄や年齢による捕獲のされやすさについても今後さらなる検討が必要と考えられる。

謝辞

本研究を実施するにあたり、2003年から2013年の10年間に兵庫県猟友会の多くの支部の皆さまに標本をご提供頂きました。皆さまの多大なるご協力なしでは本研究は遂行できませんでした。この場を借りて、深く御礼申し上げます。

引用文献

- Anezaki, T. 2009. Estimating age at death in Jomon Japanese wild boar (*Sus scrofa leucomystax*) based on the timing of molar eruption in recent comparative samples. *Mammal stud* 34 (2); 53-63.
- Apollonio, M., Putman, R., Grignolio S. and Bartos L. 2011. Hunting seasons in relation to biological breeding seasons and the implications for the control or regulation of ungulate populations. Apollonio, M., Putman, J. and Anderson, N. (eds) *Ungulate management in Europe: problems and practices*. pp.80-105. Cambridge University Press, Cambridge.
- 浅野玄. 2012. 性判別法と齢査定法. 羽山伸一・三浦慎悟・梶光一・鈴木正嗣編. 野生動物管理—理論と技術—. pp247-255. 文永堂出版, 東京.
- Boitani, L. and Mattei L. 1992. Aging wild boar (*Sus scrofa*) by tooth eruption. In: Spitz, F., Janeau, G., Gonzales, G. and Aulagnier, S. (eds) pp.419-421. *Ongules/ Ungulates* 91, Toulouse-Paris.
- Bridault, A., Vigne, J.D., Horard-Herbin, M.P., Pellè, E., Fiquet, P., and Mashkour, M. 2000. Wild boar-age at death estimates: the relevance of new modern data for archaeological skeletal material. 1. Presentation on the corpus. Dental and epiphyseal fusion ages. *Ibex J. Mt. Ecol* 5; 11-18.
- 江口祐輔. 2003. イノシシから田畑を守る おもしろい生態とかしこい防ぎ方. pp.152. (社)農村漁村文化協会, 東京.
- Fernandez-Llario, P., Mateos-Quesada, P., Silvério, A., and Santos, P. 2003. Habitat effects and shooting techniques on two wild boar (*Sus scrofa*) populations in Spain

- and Portugal. *Z Jagdwiss* 49: 120-129.
- 林良博・西田隆雄・望月公子・瀬田季茂. 1977. 日本産イノシシの歯牙による年令と性の判定. *日本獣医学雑誌*, 39 (2); 165-174.
- 環境省自然保護局生物多様性センター. 2004. 第6回自然環境保全基礎調査 種の多様性調査 哺乳類分布調査報告書. pp.60-63. 環境省自然保護局生物多様性センター, 山梨県.
- 環境省. 2010. 狩猟及び有害捕獲等による主な鳥獣の捕獲数. 環境省, 東京.
<http://www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs4/higai.pdf>. 2012.10.1 accessed.
- Mangnel, O. and Carter R. 2007. The chronology of tooth development in Wild Boar - A guide to age determination of linear enamel hypoplasia in prehistoric and medieval pigs. *Veterinarija ir Zootechnika*. 40(62); 43-48.
- Matschke G.H. 1967. Aging European wild hogs by dentition. *J Wildl Manage* 31 (1); 109-113.
- 松本崇・坂田宏志・岸本康誉. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの個体群動態の推定 (兵庫県 2013 年). 「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 6 号, pp.21-42, 兵庫県森林動物研究センター.
- Milkowski, L. and Wójcik, J. 1984. Structure of wild boar harvest in the Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriol* 29 (28): 337-347.
- 農林水産省. 2010. 野生鳥獣による農作物被害状況の推移. 農林水産省,
http://www.maff.go.jp/j/seisan/tyozyu/higai/h_zyokyo2/h22/index.html. 2012.6.14 accessed.
- 西信介. 2003. イノシシの生息密度と齢構成—鳥取県八頭郡での調査事例—. 国際イノシシフォーラム講演要旨集; 79-80.
- 斎田栄里奈・横山真弓・中村幸子・森光由樹. 2011. 兵庫県において捕獲されたツキノワグマの性・年齢構成の特徴. 「兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題.」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 3 号, pp.94-101. 兵庫県森林動物研究センター.
- 坂田宏志・岸本康誉・関香菜子. 2012. イノシシの個体群動態の推定 (兵庫県本州部 2011 年). 兵庫ワイルドライフレポート 1 号, pp.44-55. 兵庫県森林動物研究センター.
- 須藤 (山路) 明子訳. 2001. 性判別と齢査定. 日本野生動物医学会・野生生物保護学会監修, 鈴木正嗣編訳, 野生動物の研究と管理技術. 文永堂出版, 東京, pp.224-256.
- 辻知香・横山真弓. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの基本的繁殖特性. 「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 6 号, pp.84-92, 兵庫県森林動物研究センター.
- 横山真弓. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題. 「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 6 号, pp.1-8, 兵庫県森林動物研究センター.

第 6 章

ニホンイノシシの妊娠率算出方法の開発

辻 知香¹・横山真弓^{1,2}

要 点

- ・ イノシシの妊娠率を算出するための新たな妊娠指標として、妊娠黄体退縮物に着目し、2004年から2013年に収集した捕獲個体を用いて、その判別可否と有用性を検討した。
- ・ イノシシでは受胎・出産時期のばらつきが大きいため、胎子確認のみでは妊娠率を過小算出することが明らかとなった。
- ・ 妊娠黄体退縮物は、その由来および新旧の判別が可能であり、確実に確認できる期間が泌乳確認よりも長かったことから、出産後個体の把握に有効な指標であった。
- ・ 妊娠率は、4～11月に胎子確認による妊娠個体の検出と妊娠黄体退縮物 Type I 確認による出産後個体の検出を組み合わせることで、より正確な妊娠率を算出することができた。

Key words : 妊娠率、妊娠黄体退縮物、胎子確認、受胎・出産時期の変異幅、捕獲個体分析

6-1. はじめに

動物の妊娠率は、個体数の増減に直接的に関わるため、個体群動態を把握する上での基盤情報である (Bailey 1984; Read 1990; Fonseca *et al.* 2004)。また妊娠率は、個体群の栄養状態に応じて変動するため、生息環境の質的劣化の影響などその群れの健全性を評価する上でも重要な指標となる (Matschke 1964; Kaji 1988)。野生動物では、一般的に交尾や出産の直接確認が難しいため、妊娠率は、繁殖時期に捕獲された雌の胎子有無の確認にて算出される (Ahmad *et al.* 1995; Gethöffer *et al.* 2007; Herrero *et al.* 2008)。冬眠など季節的な行動により妊娠個体の標本が得にくい場合、胎盤痕や泌乳の有無の確認が代用されている (Tsubota *et al.* 1990; Asano *et al.* 2003)。また非侵襲的に実施する場合には、血中、糞中、尿中のホルモン動態の確認なども用いられている (Macchi *et al.* 2010)。

国内に生息する大型有蹄類の中で、ニホンジカ (*Cervus nippon*) やニホンカモシカ (*Capricornis crispus*) では、20年以上前に妊娠率が算出され、現在もその動態把握

¹ 兵庫県森林動物研究センター・² 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

や地域比較が行われている (Kita *et al.* 1987; Koizumi *et al.* 2009)。これに対して、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) の妊娠率は、報告が極めて少ない。また、科学的根拠に基づいた信頼性の高い値かどうかの検証も十分でない。そのため、イノシシの妊娠率は、個体数の推定にも活用されていない。さらに、生息環境の変化の影響、イノブタとの交雑による影響などの検討も行われていないのが現状である。

妊娠率の算出が難しい第一の原因は、イノシシ特有の狩猟形態により、妊娠個体が得にくかったことにある (Tsuji *et al.* 2013)。食肉資源としての価値が極めて高いイノシシでは、その捕獲数は資源的価値の高まる 11~12 月に急増し、価値が下がる 1 月以降に激減するというパターンをもつ。しかし最も捕獲数の多い時期には妊娠個体がほとんど確認されない。つまり、捕獲数の多い時期は、妊娠確認が不可能な時期となるため、これまで胎子確認による妊娠率の算出にあたって、統計的分析に資するほどの標本数を確保できてこなかった。第二の原因は、イノシシの妊娠率を的確に算出する方法が整理されていないことである。近年、胎子確認にて算出されたイノシシの妊娠率が 32% (姉崎・坂庭 2010) と、ヨーロッパのイノシシの報告 (63~100%) (Fonseca *et al.* 2004; Gethöffer *et al.* 2007; Fonseca *et al.* 2011) に比べて著しく低い結果が得られている。従来算出方法である胎子確認では、妊娠率を的確に算出できていない可能性が推測され、日本のイノシシの特性にあった独自の妊娠率算出方法が求められる。

上記の問題の解決に向けて、本研究では、妊娠個体を胎子確認にて検出することに加え、出産後個体を過去の妊娠の有無を確認することで検出することとし、新たな妊娠率算出指標として、妊娠黄体退縮物に着目した。これは、妊娠維持に機能していた妊娠黄体が、出産後卵巣内に埋没したものである (高橋ほか 1999)。出産後も一定の期間残存するため、妊娠黄体退縮物の有無を確認することで、出産後の個体や授乳を終えた個体でも過去の妊娠歴を把握できる (Yamashita 1962; Kita *et al.* 1995)。また妊娠黄体退縮物は、ほとんど全ての哺乳類動物で作られるため、胎盤痕が残らない種にも適用可能である。国内ではニホンジカやニホンカモシカ (Sugimura *et al.* 1984; Kita *et al.* 1995)、海外では有蹄類だけでなく鯨類 (Born 1982) においても、妊娠黄体退縮物を活用して、妊娠履歴が把握されている。ただしイノシシでは、これまでに妊娠黄体退縮物を指標として妊娠歴を判定した報告はない。

以上の背景より、本研究では、イノシシの妊娠率を適切に算出することを目的として、胎子および妊娠黄体退縮物を併用する新たな妊娠率算出方法を検討した。まず、妊娠率の算出に適切な時期の把握、次に妊娠黄体退縮物の判別の可否を検討した。その後、妊娠黄体退縮物の有用性を評価するために、同じく出産後個体の指標となる泌乳との比較を行った。

6-2. 材料と方法

材料

本研究では、適切な妊娠率算出方法を検討するために、性成熟に達した繁殖可能個体を分析する必要があった。兵庫県のイノシシのほとんどは、1歳の12月以降に性成熟に達する（辻 2013）。したがって本研究では、繁殖可能個体として、12～4月に捕獲された1歳と年間通じて捕獲された2歳以上のメスを対象とした。2004年から2011年に狩猟および有害捕獲にて捕獲された繁殖可能個体142頭を解剖し、卵巣と胚および胎子を採取した。

妊娠率算出指標の観察

従来指標である胚および胎子の有無は、肉眼観察にて行った。これらが確認された場合は「胎子+」、確認されなかった場合は「胎子-」と区別した。

妊娠黄体退縮物は組織観察により判別した。組織標本の作製手順として、まず卵巣を10%ホルマリン液で固定後、約4mm間隔にスライスした。その標本を脱水透徹後パラフィン包埋し、100 μ m間隔で厚さ4 μ mに薄切した。薄切した組織切片には、ヘマトキシリン・エオジン染色、弾性線維を染め分けるためのエラスチカ・ワンギーソン染色、膠原線維を染め分けるためのマッソン・トリクローム染色を行った。次に妊娠黄体退縮物の判別には、イノシシの亜種の一つのブタ (*Sus scrofa domestica*) の卵巣所見 (Yamashita 1959; Yamashita 1960a; Yamashita 1960b; Yamashita 1962) を基準とした。ブタでは、妊娠黄体退縮物は退行段階に応じて Type I から IV まで 4 区分されており、最長残存期間は3年である。この中で最初の退行段階 Type I が観察されるのは、出産後約1年間である。これより本研究では、過去1年以内の繁殖時期に妊娠したかどうかを把握するために Type I の有無を確認し、その有無にて「退縮物+」、「退縮物-」と区別した。

比較指標とした泌乳の有無は個体の捕獲現場にて随時行い、その確認可否にて「泌乳+」、「泌乳-」と区別した。

妊娠率算出可能時期の把握

妊娠率を的確に算出できる時期を検討するために、まず、妊娠個体から得られた胎子の体重から胎齢を推定し、受胎時期と出産時期を算出した。胎齢推定には、イノシシの亜種の一つである Iberian wild boar (*Sus scrofa baeticus*) の飼育個体から作成された推定式を引用した (Vericad 1983)。ただし、妊娠期間と出生体重を日本のイノシシの値とするために推定式を改変した。式の変換に当たって、妊娠期間は日本のイノシシの飼育個体の報告 (兼光ほか 1988) より 117.1 ± 0.85 日 (N=7)、出生体重は 804g (Tsuji *et. al* 2013) とした。

Iberian wild boar の胎齢推定式： $T=Ps^{1/3}/0.097+24.1$

本研究で用いた胎齢推定式： $T=Ps^{1/3}/0.097+21.1379$

T が一腹内の平均胎齢、 Ps が一腹内の平均胎子体重を示す。

胎齢推定にて算出された受胎時期と出産時期をもとに、最も早い受胎月～最も遅い出産月を妊娠期、それ以外の月を非妊娠期と区別した。

次に卵巣中の黄体の有無を肉眼観察にて確認した。黄体は、他の動物において、胚が肉眼で確認できない妊娠初期における妊娠指標として用いられている (Born 1982; Gethöffer *et al.* 2007)。この際、交尾排卵ではない動物では、妊娠黄体と発情黄体の判別が必要となる (Mansell 1971; Kita *et al.* 1994)。妊娠している個体は妊娠黄体を保有するが、妊娠しておらず発情のみの個体は発情黄体を保有している。したがって、これらを判別しない場合、発情個体も「妊娠あり」と判定してしまい、妊娠率を過大算出する。イノシシでは、現時点では、この判別が不可能であり、“胚は確認できないが黄体を保有する”というメスの妊娠判定ができない (Tsuji *et al.* 2013)。したがって本研究では、このような妊娠判定ができない個体が存在する時期は、妊娠率算出に不適切な期間として除外した。

妊娠率算出

妊娠率算出に不適切な期間を除外した後、妊娠期と非妊娠期の妊娠率を算出した。妊娠率算出にあたっては、胎子確認のみの方法 (姉崎・坂庭 2010) と本研究で新たに検討する胎子と黄体退縮物、胎子と泌乳の確認を組み合わせた方法を用い、算出方法の適正と各指標の有用性を評価した。

統計処理

受胎と出産時期の外れ値の検出には、Smirnov-Grubbs 検定を用い、危険率は 0.01% とした。

6-3. 結果

妊娠率算出に適した時期

受胎時期は 12 月上旬から 3 月中旬の期間にあり 1 月下旬をピークとし、1 例のみ 5 月上旬と算出された。出産時期は 4 月上旬から 7 月中旬の期間にあり 6 月上旬をピークとし、1 例のみ 9 月中旬と算出された。5 月中旬に受胎し、9 月中旬に出産すると推定された 1 例は、外れ値として判定された ($p < 0.01$)。兵庫県のイノシシ個体群の繁殖サイクルは 12 月から翌年の 11 月を 1 サイクルとし、妊娠期は 12～7 月、非妊娠期は 8～11 月であった (図 1)。

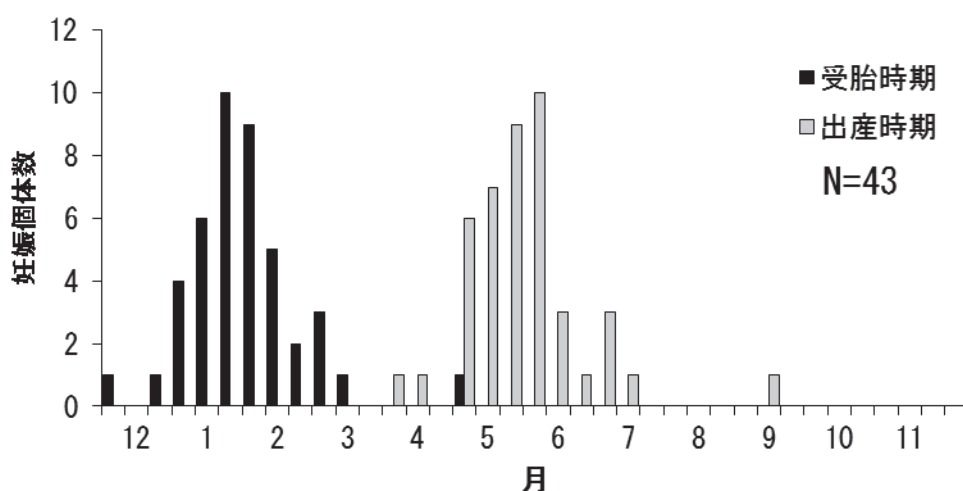


図1 イノシシの受胎時期と出産時期

胚や胎子、黄体が確認された時期には季節性があった。黄体保有個体は12月から確認された。ただし12～3月には、黄体を保有するが、胚が確認できない（胎子－・黄体＋）、つまり発情中もしくは妊娠初期のメスが21頭確認された。2～6月と8月には、黄体と胚や胎子を保有した妊娠メス（胎子＋・黄体＋）が38頭確認された。12～3月と5～11月には、黄体も胚や胎子も確認されなかったメス（胎子－・黄体－）が計83頭確認された。12月から翌年の11月の一繁殖サイクル中で、12～3月は妊娠判定ができない個体が存在したことから、妊娠率算出に不適切な期間と判断した（図2）。

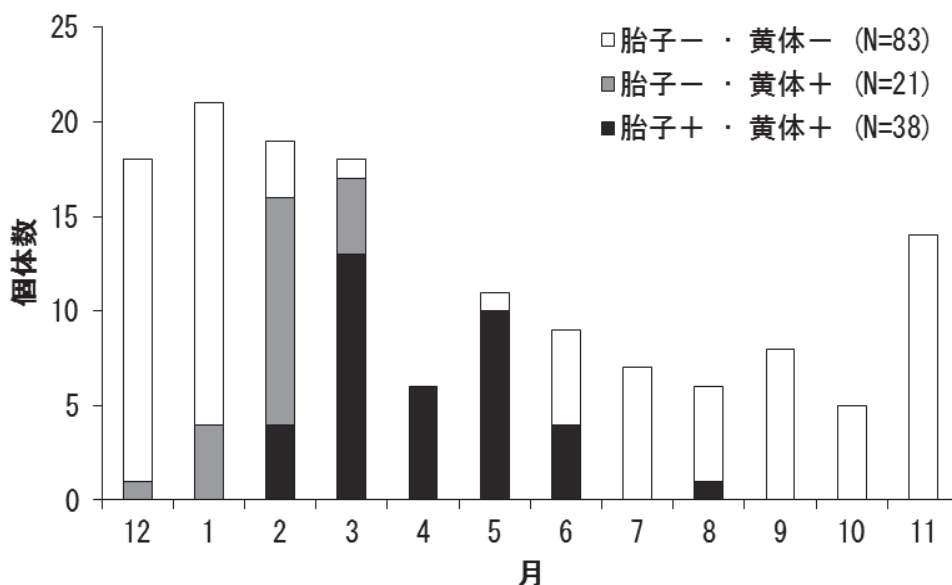


図2 胎子と黄体が確認された時期

妊娠黄体退縮物の判別の可否

卵巢の組織観察にて、ブタの報告と同様の組織所見となる妊娠黄体退縮物が観察された。1つの卵巢から様々なタイプの妊娠黄体退縮物が確認された個体もあれば、1タイプのみ確認された個体も存在した。確認された妊娠黄体退縮物の中で、退縮物の内部に退行黄体細胞が存在し、退縮物周囲や血管壁に弾性線維の集積が観察されたものを Type I と判断した (図 3. A と B)。これに対して退行黄体細胞が消失し、退縮物内の

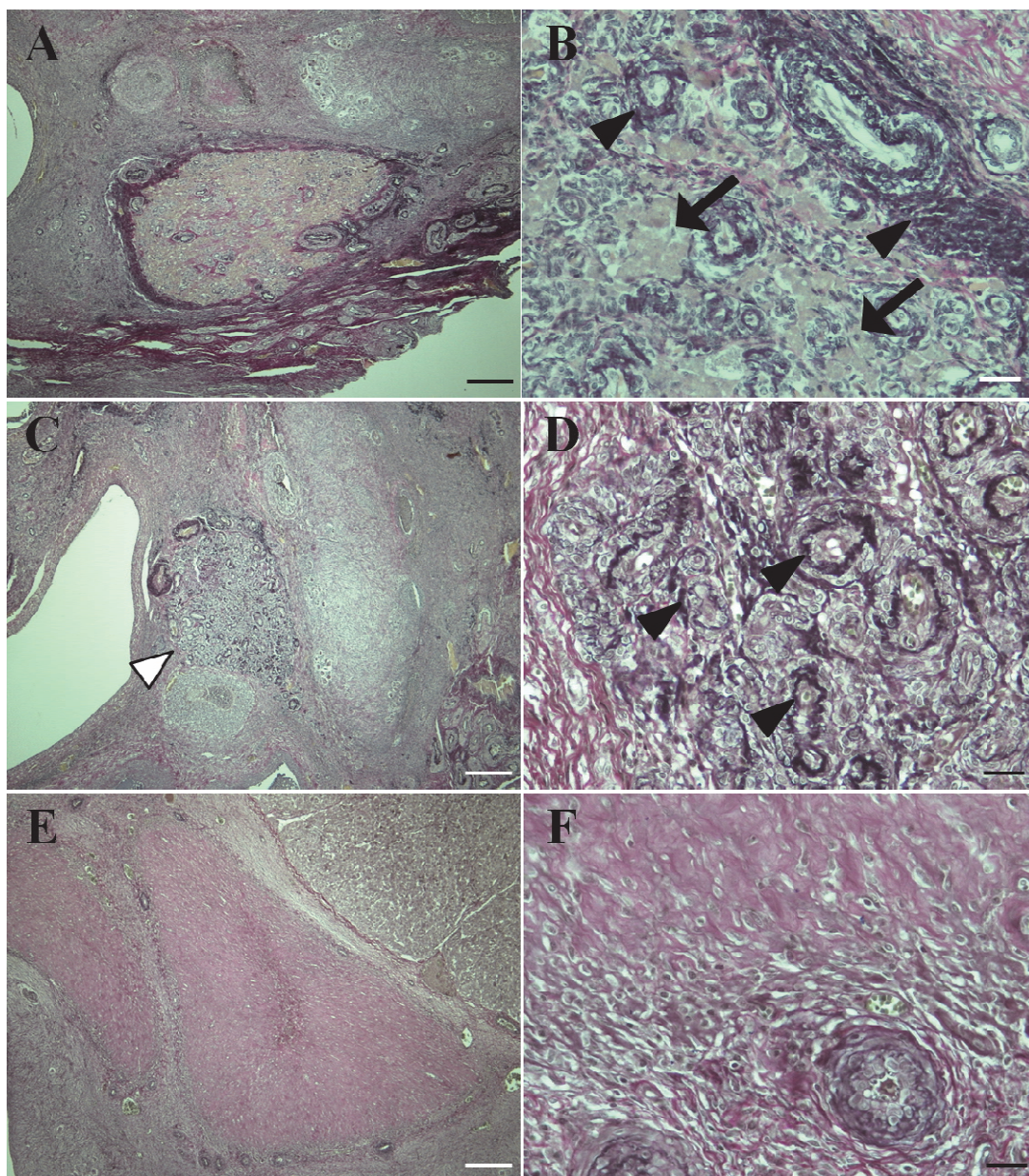


図 3 妊娠黄体退縮物の判別

A と B は、妊娠黄体退縮物 Type I、C と D は Type I よりも古い妊娠黄体退縮物、E と F は発情黄体の退縮物の組織像。A~D の妊娠黄体退縮物からは、血管壁やその周囲に弾性線維の集積が確認された (矢印)。妊娠黄体退縮物 Type I には退行した黄体細胞が確認された (矢頭)。エラスチカ・ワンーギンソン染色。Scale bar=300 μ m (A, C, E)、30 μ m (B, D, F)。

血管の大きさや数が増加したものは、Type II 以降の妊娠黄体退縮物だと判断された（図 3. C と D）。さらに弾性線維の集積が観察されず、退縮物内がヒアリン物質で占められていたものは、発情黄体退縮物と判断された（図 3. E と F）。以上より黄体退縮物 Type I の識別は可能であった。

泌乳と妊娠黄体退縮物の有用性の比較

出産後の個体を検出する指標として、妊娠黄体退縮物 Type I と泌乳の有用性の比較を行った（表 1）。4～11 月に胚や胎子が確認されなかったメス 45 頭中、妊娠黄体退縮物 Type I は 5～11 月に 40 頭から確認された。これに対して泌乳は 5～9 月と 11 月に 15 頭から確認された。両指標は 5～6 月は同数が確認されたが、7 月以降は泌乳の確認数が減少した。また泌乳が確認されたすべての個体から黄体退縮物 type I が確認された。以上より、出産後の個体を検出する指標としては、妊娠黄体退縮物 Type I の方が泌乳よりも確認可能期間が長いことが明らかとなった。

表 1 黄体退縮物と泌乳の確認数の比較

	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	合計
退縮物+	0/0	1/1	4/5	6/7	5/5	8/8	4/5	12/14	40/45
泌乳+	0/0	1/1	4/5	4/7	2/5	3/8	0/5	1/14	15/45

異なる指標の組み合わせにて算出された妊娠率の比較

妊娠率の算出は、妊娠期（4～7 月）と非妊娠期（8～11 月）の標本を用いて、方法で示した 3 パターンの指標を組み合わせて行った。

まず胎子と妊娠黄体退縮物 Type I 確認の併用による妊娠率は、妊娠期が 93.94%、非妊娠期が 90.91%となり、全体として 92.42%と算出された（表 2. a）。次に胎子確認のみでは、妊娠期が 60.61%、非妊娠期が 3.03%となり、全体として 31.82%と算出された（表 2. b）。最後に胎子と泌乳確認の併用では、妊娠期が 87.88%、非妊娠期が 21.21%となり、全体として、54.55%と算出された（表 2. c）。以上より、妊娠期と非妊娠期に出産後個体を見逃しなく検出した胎子と妊娠黄体退縮物 Type I の併用による妊娠率が最も高く算出された。

6-4. 考察

妊娠黄体退縮物の判別とその有用性

本研究は、イノシシの卵巢の組織観察をすることで、妊娠黄体退縮物の判別が可能であることを明らかにした（図 3）。主な判別ポイントをまとめると、過去 1 年以内に形成された妊娠黄体退縮物（Type I）とそれよりも前に形成された古い妊娠黄体退縮物（Type II～IV）の新旧判定には、組織切片にエラスチカ・ワンギーソン染色施し、変性黄体細胞や弾性線維の集積の有無を確認する手法が有効であった。発情黄体退縮物と

表 2 各妊娠指標とその組み合わせによって算出された妊娠率

(a) 胎子と退縮物を指標とした場合

	N	胎子+	胎子-, 退縮物+	胎子-, 退縮物-	妊娠率 (%)
4-7月 (妊娠期)	33	20	11	2	93.94
8-11月 (非妊娠期)	33	1	29	3	90.91
合計	66	21	40	5	92.42

(b) 胎子のみを指標とした場合

	N	胎子+	胎子-	妊娠率 (%)
4-7月 (妊娠期)	33	20	13	60.61
8-11月 (非妊娠期)	33	1	32	3.03
合計	66	21	45	31.82

(c) 胎子と泌乳を指標とした場合

	N	胎子+	胎子-, 泌乳+	胎子-, 泌乳-	妊娠率 (%)
4-7月 (妊娠期)	33	20	9	4	87.88
8-11月 (非妊娠期)	33	1	6	26	21.21
合計	66	21	15	30	54.55

の判別には、マッソン・トリクローム染色にて、ヒアリン物質の有無を確認することで可能となった。

次に本研究では、妊娠黄体退縮物 Type I が妊娠率の算出指標として有用であるかどうかを評価するために、泌乳確認 (Fonseca *et al.* 2004) と比較した。両者の確認数の違いは 7~11 月に認められ、泌乳確認の方が少なかった (表 1)。イノシシの授乳期間は約 3 か月間であることから (江口 2003)、兵庫県のイノシシでは、7 月以降には授乳を終えた個体が存在したと考えられる。したがって、7 月以降も泌乳確認をもって妊娠率を算出すると、出産後個体の見落としが発生し、妊娠率を過小算出すると判断された (表 2 c)。過少算出を避けるには、妊娠率算出の期間を泌乳確認が確実にできる 4~6 月に限定しなければならず、短期間で十分な標本数を集めることが難しいと考えられた。これに対して、妊娠黄体退縮物 Type I は、5~11 月の期間に胎子が確認されなかった個体の 92.1% から確認され、11 月までその数は減少しなかった (表 1)。さらに妊娠黄体退縮物 Type I は、泌乳個体のすべてから確認されたことより、泌乳確認より精度の高い指標であると考えられた。

他の動物では、出産後個体を検出する指標として、胎盤痕が利用されている (Tsubota

et al. 1990; Mowat & Slough 1996)。しかしイノシシ科については、母体と胎子の結合性が低い上皮絨毛性胎盤であるために胎盤痕は残らない (Friess *et al.* 1980)。そのためイノシシでは、胎盤痕を出産後個体の指標として用いることはできない。

以上より、本研究では、見落としなく出産後個体を長期間検出できる妊娠黄体退縮物 Type I が、胎子確認を補う妊娠率算出指標として有用性が高いと判断した。妊娠黄体退縮物 Type I の確認には、費やす時間と技術が求められるものの、標本収集の困難さが大きな課題であるイノシシについては、できる限り長期間確認可能な指標を採用して、より多くの捕獲個体を活用することが最も優先度が高いと考えられる。そのため妊娠期以外の標本から確実に判定可能な黄体退縮物を査定する手法を採用することが最終的には効率が良いと判断される。

妊娠率算出に適した時期

兵庫県のイノシシの受胎・出産時期には、妊娠期間とほぼ同じ約 4 か月の変異幅があることが明らかとなった (図 1)。この受胎・出産時期の変異幅を図示した (図 4 上)。図の通り、変異幅が 4 か月あるということは、12 月に受胎して 4 月に産する個体がいる一方で、3 月に受胎し 7 月に産する個体も存在することを意味する。さらに、イノシシ科は受胎後約 20 日間 (図 4 の妊娠初期) は胚が肉眼では確認できない大きさである (Perry & Rowlands 1962) ため、12~4 月までは、胚が確認できない妊娠個体が存在する可能性がある。したがって、どの時期も、胎子有無が判定できない妊娠初期個体や出産後個体が存在することが推測される。比較として、ニホンジカの受胎・出産時期の変異幅を Suzuki *et al.* (1996) の報告を元に図示した (図 4 下)。ニホンジカにも変異幅は約 3 か月存在するが、妊娠期間が約 230 日と長いため、2~4 月の 3 か月間は、イノシシのような見落としなく、胎子有無にて妊娠判定が可能である。以上の受胎・出産時期の推定結果から、イノシシでは、妊娠期間とほぼ同じ約 4 か月の変異幅があるという特徴が原因で、胎子確認だけでは妊娠率が過小算出される可能性が示唆された。

妊娠率算出

本研究では、4~11 月に胎子が確認された妊娠個体と妊娠黄体退縮物 Type I が確認された出産後個体を組み合わせることで妊娠率を算出することができた (表 2 a)。この手法は、イノシシの妊娠率を算出するにあたって生じていた 2 つの問題を解決した。一つ目の問題は、胎子確認のみによる算出方法では妊娠率を過小算出する可能性があったことである。過去に唯一報告されたニホンイノシシの妊娠率 32% は、年間を通じて得られた個体の胎子確認のみで算出されていた (姉崎・坂庭 2010)。本研究でも同じように胎子確認のみの場合の妊娠率は 31.82% と低く算出された (表 2 b)。これに対して胎子と妊娠黄体退縮物 Type I の確認は 92.42% と算出された (表 2 a)。この違いは、妊娠黄体退縮物の確認を行うことで、出産後の個体を検出できたからである。したがっ

イノシシ (辻 2013 より)

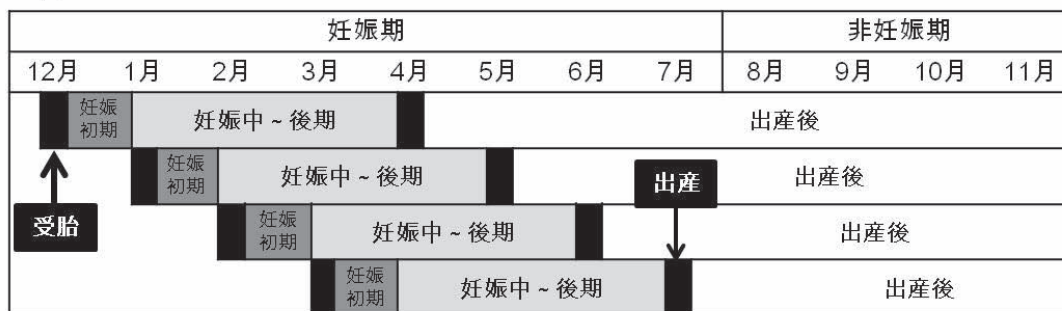
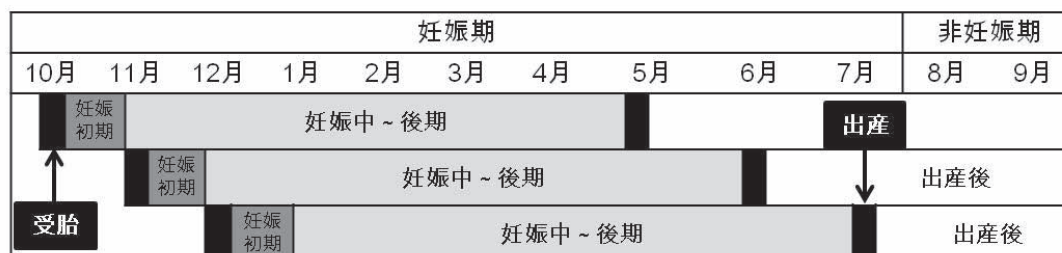
ニホンジカ (Suzuki *et al.* 1996 より作図)

図 4 イノシシとニホンジカの受胎・出産時期の変異幅を示す模式図

妊娠初期（濃い灰色の部分）では、胚が肉眼観察できるまで成長していない時期、妊娠中～後期（薄い灰色の部分）は胚が胎子に成長し、肉眼観察が可能な時期である。

て、胎子確認のみでは、その年の繁殖期に妊娠したが調査時には胎子が確認できない妊娠初期個体と出産後個体を見逃し、イノシシの妊娠率を過小算出することが明らかとなった。本研究にて、妊娠判定ができない期間を除外し、確実に判定ができる4～11月において、胎子確認に加えて、妊娠黄体退縮物 Type I の確認を行うことでより正確な妊娠率が算出できることが示された。

もう一点の問題は、狩猟圧の高い時期とイノシシの妊娠期のずれにより妊娠個体が得にくく妊娠率が算出できなかったことである。本研究の新たな算出方法では、妊娠個体が得にくいという問題点を妊娠黄体退縮物 Type I の確認によって出産後個体を多く検出することで改善した。とくに狩猟圧の高い11月に捕獲された非妊娠個体でも妊娠黄体退縮物 Type I の確認によって妊娠歴を把握することで活用できるようになった。また妊娠率算出に有効な期間を4～11月の8か月間とすることでも、多くの捕獲個体、とくに有害捕獲にて駆除された個体をモニタリング材料として利用できるようになった。以上より、本研究の新たな妊娠率算出方法は、標本収集の難しさという問題を解決した点で、汎用性が極めて高いと考える。

以上をまとめてイノシシの妊娠率の算出に適した期間と指標を次に示す。

調査期間：4～11月

算出指標：胚や胎子と妊娠黄体退縮物 Type I

算出式：

$$\text{妊娠率 (\%)} = \frac{\text{胎子確認個体数} + \text{妊娠黄体退縮物 Type I 確認個体数}}{\text{全体のメスの数}} \times 100$$

謝辞

本研究を実施するにあたり、2003年から2011年に兵庫県猟友会の多くの支部の皆さまに標本をご提供頂きました。皆さまの多大なるご協力なしでは本研究は遂行できませんでした。この場を借りて、深く感謝申し上げます。

引用文献

- Ahmad, E., Brooks, JE., Hussain, I., and Khan, MH. 1995. Reproduction in Eurasian wild boar in central Punjab, Pakistan. *Acta Theriol* 40:163-163.
- 姉崎智子・坂庭浩之. 2010. イノシシにおける個体群パラメーターの解明. 百瀬浩 編 営農管理的アプローチによる鳥獣害防止技術の開発成果報告書. pp.55-60. (独)農研機構 中央農業総合研究センター, 筑波.
- Asano, M., Matoba, Y., Ikeda, T., Suzuki, M., Asakawa, M. and Ohtaishi, N. 2003. Reproductive characteristics of the feral raccoon (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. *J vet med sci* 65 (3): 369-373.
- Bailey, JA. 1984. Wildlife reproduction. In: Bailey, JA, (ed) Principles of wildlife management. pp 142-154. John Wiley and Sons, New York.
- Born, E. 1982. Reproduction in the female hooded seal, *Cystophora cristata* Erxleben, at south Greenland. *J Northwest Atl Fish Sci* 3: 57-62.
- 江口祐輔. 2003. イノシシから田畑を守る おもしろい生態とかしこい防ぎ方. pp.152. (社)農村漁村文化協会, 東京.
- Fonseca, C., Santos, P., Monzón, A., Bento, P., Alves, S., Alves, J., Silvério, A., Soares, A., and Petrucci-Fonseca, F. 2004. Reproduction in the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus., 1758) populations of Portugal. *Galemys* 16: 53-65.
- Fonseca, C., Alves, S., Alves, J., Vingada, J., and Soares, A. 2011. Reproductive performance of wild boar females in Portugal. *Eur J of Wildl Res* 57 (2): 363-371.
- Friess, AE., Sinowatz, F., Skolek-Winnisch, R. and Träutner, W. 1980. The placenta of the pig. *Anat Embryol (Berl)* 158 (2): 179-191.
- Gethöffer, F., Sodeikat, G., and Pohlmeier, K. 2007. Reproductive parameters of wild

- boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. *Eur J of Wildl Res* 53(4): 287-297.
- Herrero, J., García-Serrano, A., and García-González, R. 2008. Reproductive and demographic parameters in two Iberian wild boar *Sus scrofa* populations. *Acta Theriol* 53(4): 355-364.
- Kaji, K. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriol* 33: 187-208.
- 兼光秀泰・藤井勉・河南有希子. 1988. 飼育下におけるニホンイノシシの出産期, 妊娠期間産子数. *動水誌*, 30: 6-8.
- Kita, I., Sugimura, M., Suzuki, Y., Tiba, T. and Miura, S. 1987. Reproduction of female Japanese serow based on the morphology of ovaries and fetuses. Soma H. (ed) *The Biology and Management of Capricornis and Related Mountain Antelopes*. pp321-331. Springer Netherlands.
- Kita, I., Eguchi, M., Takatsuki, S., Koizumi, T., and Tsubota, T. 1995. Validity of retrograde corpora lutea of pregnancy as an index of past gestation in Sika deer, *Cervus nippon*. *J Vet Med Sci* 57(6): 1029-1033.
- Kita, I., Takatsuki, S., and Tiba, T. 1994. Histological difference between retrograde corpora lutea of pregnancy and those of estrus in sika deer, *Cervus nippon*. *J Vet Med Sci* 56(2): 309-314.
- Koizumi, T., Hamasaki, S., Kishimoto, M., Yokoyama, M., Kobayashi, M. and Yasutake, A. 2009. Reproduction of Female Sika Deer in Western Japan. McCullugh D.R., Takatsuki, S. and Kaji, K. (eds) *Sika Deer*. pp327-350. Springer Japan, Tokyo.
- Macchi, E., Cucuzza, AS., Badino, P., Odore, R., Re F., Bevilacqua, L. and Malfatti, A. 2010. Seasonality of reproduction in wild boar (*Sus scrofa*) assessed by fecal and plasmatic steroids. *Theriogenology* 73(9): 1230-1237.
- Mansell, WD. 1971. Accessory corpora lutea in ovaries of white-tailed deer. *J Wildl Manage* 35(2): 369-374.
- Matschke, GH. 1964. The influence of oak mast on European wild hog reproduction. In: *Proc Annu Conf Southeast Assoc Game Fish Comm*, 18: 35-39.
- Mauget, R. 1982. Seasonality of reproduction in the wild boar. In: Cole, D. and Foxcroft, G. (eds) *Control of Pig reproduction*. pp 509-526. Butterworths, London.
- Mowat, G., Boutin, S. and Slough, BG. 1996. Using placental scar counts to estimate litter size and pregnancy rate in lynx. *J Wildl Manage* 60(2): 430-440.
- Perry, J. and Rowlands, I. 1962. Early pregnancy in the pig. *J Reprod Fertil* 4(2): 175-188.
- Read, J. 1990. Age at sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the Bay of Fundy. *Can J Fish Aquat Sci* 47(3): 561-565.

- Sugimura, M., Kita, I., Suzuki, Y., Atoji, Y. and Tiba, T. 1984. Histological studies on two types of retrograde corpora lutea in the ovary of Japanese serows, *Capricornis crispus*. *Zool Anz* 213(1-2): 1-11.
- Suzuki, M., Kaji, K., Yamanaka, M., Ohtaishi, N. 1996. Gestational age determination, variation of conception date, and external fetal development of sika deer (*Cervus nippon yesoensis* Heude, 1884) in eastern Hokkaido. *J Vet Med Sci* 58 (6): 505-509.
- 高橋迪雄・塩田 邦郎・西原 真杉・森 裕司. 監修. 1999. 哺乳類の生殖生物学. pp.300. 学窓社, 東京.
- Tsubota, T., Kanagawa, H., Mano, T., and Aoi, T. 1990. Corpora albicantia and placental scars in the Hokkaido brown bear. *Bears: Their Biology and Management* 8: 125-128.
- Tsuji, T., Yokoyama, M., Asano, M., Suzuki, M. 2013. Estimation of the fertility rates of Japanese wild boars (*Sus scrofa leucomystax*) using fetuses and corpora albicans. *Acta Theriol* 58(3): 315-323.
- 辻知香. 2013. ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*) の個体群動態に関わる繁殖特性の解明. pp. 118. 岐阜大学大学院連合獣医学研究科 博士論文.
- Vericad, J. 1983. Estimaci n de la edad fetal y per odos de concepci n y parto del jabali (*Sus scrofa*) en los Pirineos occidentales. *In vet* 5 (1): 91-95.
- Yamashita, T. 1959. Histological studies on the ovaries of sows: I.: Histological observations on the five groups of structures found on ovarian surfaces with special reference to Hematoxylin-Eosin section-preparations. *Jpn J Vet Res* 7 (1-4): 177-202.
- Yamashita, T. 1960a. Histological studies on the ovaries of sows: II.: On the behavior of argyrophil febers in the various structures of ovaries. *Jpn J Vet Res* 8 (1-4): 107-125.
- Yamashita, T. 1960b. Histological studies on the ovaries of sows: III.: On the elastic fibers of the wall of blood vessels in various hislogical structures. *Jpn J Vet Res* 8 (1-4): 221-236.
- Yamashita, T. 1962. Histological studies on the ovaries of sows: V. Histological observations of the various corpora lutea in the ovaries of sows which have definite histories of parturition. *Jpn J Vet Res* 10 (1): 1-18.

第 7 章

兵庫県におけるニホンイノシシの基本的繁殖特性

辻 知香¹・横山真弓^{1,2}

要 点

- ・ 2004 年から 2013 年に収集した捕獲個体を用いて、妊娠率、初回妊娠年齢、平均胎子数、繁殖時期を明らかにした。
- ・ 妊娠率は、0 歳群 8.8%、1 歳群 84.2%、2+歳群 96.1%と算出され、イノシシでは 0 歳でも妊娠可能であること、2 歳以上ではほぼ毎年妊娠していることが明らかとなった。
- ・ 平均胎子数は、0~1 歳群では 2.40 ± 1.14 頭、2+歳群では、 4.26 ± 1.41 頭と算出され、齢区分間で有意に異なった。
- ・ 繁殖時期は、受胎時期のピークを 1 月下旬、出産時期のピークを 6 月上旬とする、1 年 1 産の明瞭な季節性を示すことが明らかとなった。ただし受胎と出産時期には、約 5 か月の変異幅が確認された。
- ・ 兵庫県に生息するイノシシは、ほとんどの個体の初回妊娠年齢が 1 歳であること、2 歳以上のメスについては毎年平均 4 頭の子を妊娠することから、きわめて高い繁殖力を持つことが明らかとなった。

Key words : 妊娠率、初回妊娠年齢、平均胎子数、受胎時期・出産時期、捕獲個体分析

7-1. はじめに

野生動物の妊娠率、初回妊娠年齢、胎子数という基本的な繁殖特性は、個体群動態の把握に不可欠な情報である (Bailey 1984; 辻 2013)。また繁殖時期は、効果的に個体数管理を実施していくための捕獲時期の決定、適切な調査時期の設定に有用な情報である (Apollonio *et al.* 2011; Fonceca *et al.* 2011)。さらにこれら 4 つの繁殖特性は、個体群の栄養状態や生息環境の変動の影響を受けるため、個体群の健全性を評価する上でも重要な指標となる (Kaji 1988; 中村ほか 2010)。

ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) は、有史以前から日本に生息し、人との関わりが深い動物である (辻 2013; 横山 2014)。それにもかかわらず、生態の解明は未だに十分でない。とくに繁殖情報は、国内の他の獣種および諸外国のイノシシに比べて極めて乏しい。これまでの繁殖情報は、飼育個体 (江口 2003)

¹兵庫県森林動物研究センター・²兵庫県立大学自然・環境科学研究所

やブタ (*Sus scrofa domesticus*) の知見、または狩猟者間で受け継がれてきた経験知によるところが多かった。そのため野生のイノシシの生理学的特性を十分に反映してこなかった。近年、生息域の拡大（環境省自然保護局生物多様性センター 2004）、捕獲数や農作物被害金額の増加（環境省 2010；農水省 2010）などから、イノシシの個体数が全国的に急増していることが推定されている。このことから今後の生息と被害を予測する上で、繁殖情報を把握することが求められる。とくに管理の基盤となる繁殖情報として、妊娠率、初回妊娠年齢、胎子数、繁殖時期の情報整理が必要である。その理由として、イノシシはこれらの情報が乏しいだけでなく、各項目について以下の課題が挙げられるからである。まず妊娠率については、過去に不適切な方法で過小算出され（姉崎・坂庭 2010）、的確に算出された報告が 1 例（Tsuji *et al.* 2013）しかないことである。次に胎子数については、1 腹あたり平均 4 頭という報告が多いが（江口 2003；姉崎ほか 2009）、胎子数の変異幅が生じる要因は不明であり、捕獲の現場では、依然として 1 回に 10 頭産むという認識が残っていることである。最後に繁殖時期については、イノシシは基本的に冬に妊娠し春に出産する（江口 2003）といわれているが、秋に出生子（いわゆるウリボウ）が目撃されることがあるために、出産は春と秋の 2 回行われるという認識がある。さらに出生時期が一年中存在することを示唆する報告（小寺ほか 2012）があり、とくに情報が混乱している。

以上をふまえ、各課題の解決に向けて標本数が充実した兵庫県のイノシシについて、妊娠率、初回妊娠年齢、胎子数、繁殖時期を明らかにすることを目的とした。

7-2. 材料と方法

材料と方法

2004 年から 2013 年に狩猟および有害捕獲にて捕獲されたメス 107 頭を対象とした。対象個体からは、卵巣、胚および胎子、下顎を採取した。対象個体の年齢を下顎の歯の萌出と交換および、第一後臼歯のセメント質層の年輪数のカウント（Matschcke 1967；林ほか 1977；Boitani & Mattei 1992）にて決定した後、妊娠年齢ごとに 0 歳群、1 歳群、2+歳群の 3 つの群に分類した。妊娠率と初回妊娠年齢、胎子数、繁殖時期は、過去の報告を元にそれぞれ以下の方法で算出した。

- ・妊娠率と初回妊娠年齢…卵巣内の妊娠黄体退縮物 Type I と子宮内の胚および胎子の確認にて算出した（Tsuji *et al.* 2013）。
- ・胎子数…子宮内の胚および胎子の数を確認した。
胎子の性別は、外部生殖器を観察して判定した（Inomata *et al.* 1993）。
- ・繁殖時期…胎子体重を用いた胎齢推定式（Tsuji *et al.* 2013）にて胎齢を算出し、個体の死亡日から受胎時期と出産時期を算出した。

統計処理

妊娠年齢群間の妊娠率の差の有無は、 χ^2 検定後、Bonferroni法により多重性を調整して判定した。妊娠年齢群間の平均胎子数の比較には、Mann-WhitneyのU検定を行った。胎子性比の差の有無については、 χ^2 検定を行った。受胎時期と出産時期の外れ値の検出は、Smirnov-Grubbs検定を用いた。全ての検定の危険率は5%以下 ($p < 0.05$) とした。

7-3. 結果と考察

妊娠年齢群ごと標本数

0歳群は34頭、1歳群は19頭、2+歳群は51頭、下顎の標本がなく年齢不明となったのが3頭であった。2+歳群の妊娠年齢幅は、2~11歳まで確認された。

妊娠率

妊娠率は、0歳群では8.8%、1歳群では84.2%、2+歳群では96.1%と算出された(図1)。なお1歳群と2+歳群の妊娠率に有意な差はなかった ($p > 0.05$)。

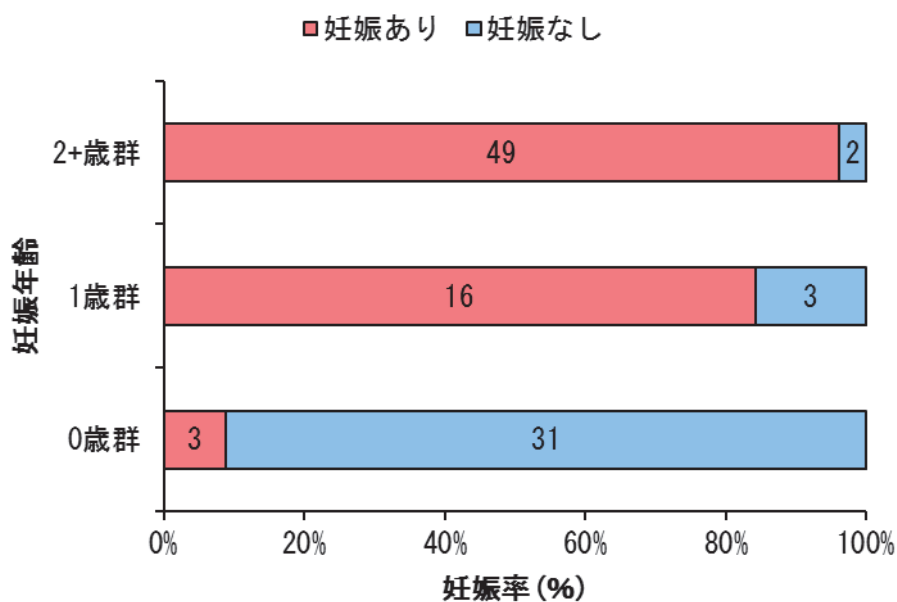


図1 妊娠年齢群別の妊娠率

今回の結果より、イノシシは0歳でも妊娠することが明らかとなった。これは本研究に限らず、ヨーロッパなど海外のイノシシにおいても確認されているため (Fonseca *et al.* 2011)、イノシシという種の特徴と考えられる。ただしその割合は、本研究も過去の報告も一様に低かったことから (Fonseca *et al.* 2011; Gethöffer *et al.* 2007)、0歳での妊娠は一般的には起こりにくいと考えられる。今回の0歳の妊娠個体の体サイズは、同

時期に捕獲された0歳の非妊娠個体よりも大きかった。海外のイノシシの研究では、初期成長の期間における体重増加の違いによって、性成熟時期に変異が生じる (Gaillard *et al.* 1992) ことが確認された。また、性成熟に至るには一定の体重に達する必要性があるとの報告もある (Gethöffer *et al.* 2007)。これらを考慮すると、今回の0歳妊娠の要因の1つとして、当該個体が通常よりも初期成長が良好であったために、性成熟が早まり妊娠に至ったことが考えられる。初期成長時の体重増加に影響を与える要因として、食物資源量、とくに秋季の主要な食物である堅果類 (小寺ほか 2001) の生産量が挙げられる (Matschke 1964; Mauget 1982)。兵庫県ではブナ科堅果類の豊凶が確認されており (藤木ほか 2011)、豊凶と0歳妊娠個体の出現との関係について今後検討する必要があると考える。

0歳の妊娠率に比べて1歳の妊娠率は急激に高くなったことから (図1)、多くのイノシシの初回妊娠年齢は1歳であると判断された。この結果は、イノシシメスのほとんどの性成熟時期が1歳の冬であること (辻 2013) にも一致した。つまり、性成熟に達した年の繁殖時期に初回妊娠することが明らかとなった。

2歳以上の個体の妊娠率が100%に近かったこと、この中には2~11歳までの妊娠個体が含まれていること、本研究の分析個体は数年間継続して収集された個体であることを考慮すると、2歳以上の個体のほとんどが毎年妊娠していると示唆された。この妊娠率の高さは、ヨーロッパのイノシシとも一致し (Fonseca *et al.* 2004; Fonseca *et al.* 2011)、日本のイノシシについても成獣メスはきわめて高い繁殖力を持つことが明らかとなった。最大妊娠年齢は11歳であった。野外のイノシシの寿命が12~13歳 (Jezierski 1977) と報告されていることから、寿命近くまで妊娠可能であると考えられた。

胎子数と性比

分析個体107頭のうち妊娠個体は46頭であり、得られた胚もしくは胎子は計180頭であった。

1腹あたりの胎子数は1~7頭で、4頭が最も多かった。妊娠年齢群ごとにみると、0~1歳群の胎子数は1~4頭の範囲に収まった。一方、2+歳群では2~7頭と変異幅が大きく、胎子数も多かった (図2)。

0~1歳群の平均胎子数は 2.40 ± 1.14 頭 (N=5)、2+歳群の平均胎子数は、 4.26 ± 1.41 頭 (N=38) であり、2群間に有意な差があった ($p < 0.05$)。全体の平均胎子数は、 4.07 ± 1.45 頭と算出された (表1)。

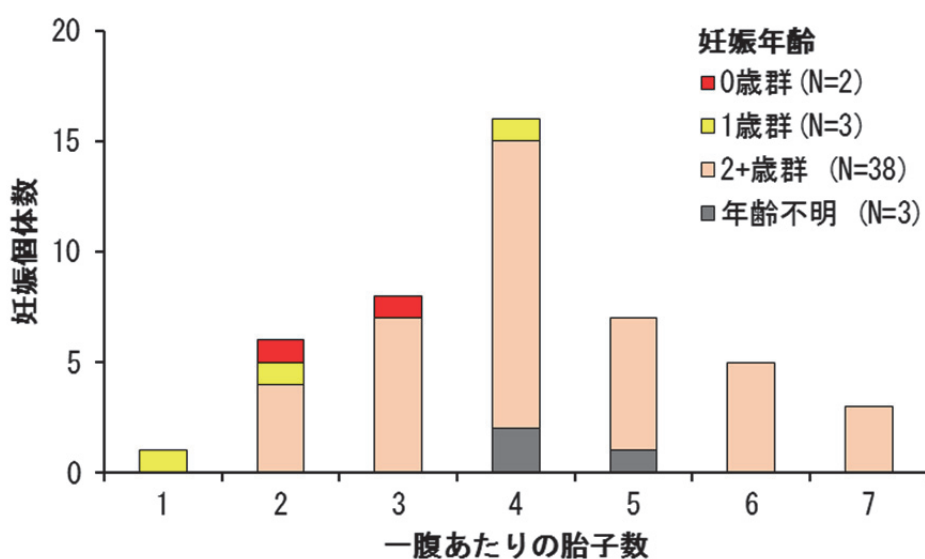


図2 一腹あたりの胎子数の頻度分布

表1 妊娠年齢別の平均胎子数

妊娠年齢	N	平均胎子数
0-1歳	5	2.40±1.14
2+歳	38	4.26±1.41
年齢不明	3	4.33±0.58
合計	46	4.07±1.45

兵庫県のイノシシの胎子数は最大7頭であった(図2)。本研究の対象個体では、排卵数自体も例外を除くと最大8個であったことが確認されている(辻 未発表)。また、国内の他地域での報告でも胎子数は最大9頭であり(姉崎ほか2009)、ヨーロッパの報告でも10頭以上の例は確認されていない(Fonseca *et al.* 2004; Bywater *et al.* 2010)。以上の根拠から、イノシシの1腹あたりの産子数が10頭を超える可能性は極めて低く、現場での認識と本来のイノシシの繁殖特性には相違があったと判断された。

平均胎子数は全体では4.07±1.45頭となり、これまでいわれていた4~5頭(江口2003; 姉崎ほか2009)の範囲に収まった。しかし、妊娠年齢群で区分すると0~1歳群と2+歳群間で有意に異なることが明らかとなった(表1)。この結果より、年齢を区別せずに胎子数を算出した場合、分析個体の年齢の偏りの程度で全体の平均値が変動することが示された。実際にFernandez-Llario & Mateos-Quesada (1998)は、分析する標本が若齢に偏ったために、全体の平均胎子数が小さくなったことを報告している。したがって、より正確にイノシシの繁殖特性を反映した平均胎子数を算出するためには、最低限でも初産個体の多い0~1歳群と2+歳群に年齢を区別して算出する必要がある。本研究より、妊娠年齢が、胎子数の変異幅の発生に大きく影響することが明らかとな

った。ただし標本数の不足により、加齢と胎子数の関係は検討できなかったため、今後取り組む必要がある。他の要因として、ヨーロッパでは、胎子数が地域によって異なり、生息地の緯度が高いほど胎子数が多くなること (Bywater *et al.* 2010) なども示されている。現在、日本国内のイノシシの生息域は北上している (環境省自然保護局生物多様性センター 2004)。これらの地域のイノシシの分布は、山間部から都市部まで多様な環境に広がっている。したがって、このような分布拡大地域のイノシシの胎子数を比較し、地域的な変異幅の有無を検証することで、増加率の評価が可能になると考えられる。

雌雄判別ができた胎子は、180 頭中 164 頭で、その比率はオス : メス = 1 : 1.22 (オス 74 頭、メス 90 頭) となり、雌雄差は認められなかった ($df=1$, $\chi^2=0.78$, $p > 0.05$)。これよりイノシシは、出生時点では雌雄の割合は均等であることが示唆された。

受胎期・出産期の算出

受胎時期は 11 月中旬から 3 月中旬の期間にあり、1 月下旬をピークとした。ただし 1 例のみ 5 月中旬と算出された (図 3)。出産時期は 3 月中旬から 7 月中旬の期間にあり、6 月上旬をピークとした。同様に 1 例のみ 9 月中旬と算出された。5 月中旬に受胎し 9 月中旬に出産すると推定された 1 例は、外れ値と判定された ($p < 0.05$)。この 1 例を除き、受胎日中央値は 1 月 28 日、出産日中央値は 5 月 25 日と算出された (図 3)。

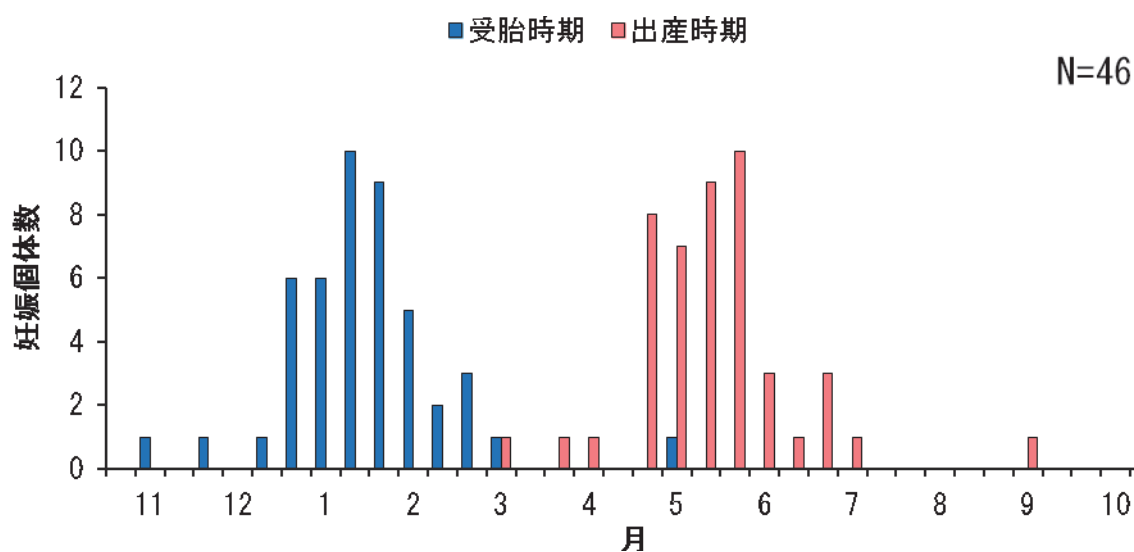


図 3 受胎時期と出産時期の分布

兵庫県のイノシシは、基本的に冬に妊娠し、春に出産する 1 年に 1 産の明瞭な季節繁殖性を示すことが明らかとなった。これまで日本のイノシシの受胎時期は、12~1 月 (神崎 1993)、出産時期は 4~5 月 (林ほか 1977) といわれていたが、胎齢推定に基づいて分析した本研究にて、兵庫県のイノシシはそれよりも 1 か月程度遅いことが明らかとなった。受胎・出産時期には、明瞭なピークがあったものの、約 5 カ月間のばらつきが生じていた。同様の現象は、ヨーロッパのイノシシでも報告されており (Mauget

1982; Fonseca *et al.* 2011)、イノシシの特徴として、繁殖時期の変異幅が大きいことが示唆された。ヨーロッパのイノシシでは、妊娠年齢が低いほど受胎・出産時期が遅いこと、秋の食物資源量が少ない、あるいは生息地の緯度が低い環境ほど変異幅が大きくなることが報告されている。(Matschke 1964; Mauget 1982; Fonseca *et al.* 2004) つまり、イノシシは様々な要因に応じて、繁殖時期の変異幅を変える柔軟性があると推察される。そのため、国内のイノシシについても今後地域ごとに検討する必要があると考える。

本研究では、妊娠個体の中で1例のみ、5月の中旬に受胎し9月の中旬に出産すると推定された(図3)。これは、過去の文献にて議論されている秋出産に該当する(神崎 1993; 江口 2003)。しかしその割合は、107頭中の1頭と極めて低いことから、兵庫県のイノシシでは秋出産は稀な例であり、個体数増加への影響は低いと考えられた。ヨーロッパの報告においても秋出産は確認されているが、これは、性成熟が遅れた個体あるいは妊娠中の流産や出産後の子の消失により発情回帰した個体によるものだと考えられており、本研究と同様に特別な例として扱われている(Mauget 1982)。またイノシシは短日季節繁殖性であるため(Delcroix *et al.* 1990)、春から夏へ日長が長くなるに従って発情回帰の発生割合は低くなり、夏季の受胎率は極めて低いと報告されている(Mauget 1982)。したがって、イノシシが年中繁殖するという事象は、本来のイノシシの繁殖生理を逸脱しており、自然には起こりえないと考える。ただし兼光ら(1988)は、飼育下において、出産したメスを1ヶ月で子から離し、その1週間以内にオスと同居させる、という人為的な操作を加えることで、メスを発情回帰させ、春と秋の年2回の出産を可能とした。つまりイノシシは、何らかの要因が加わることで年2産を可能とする動物であるため、今後も秋出産の出現有無を把握することは重要である。またそれと同時に、生まれた秋子の生存率と個体群に与える影響についても検討が必要と考える。

謝辞

本研究を実施するにあたり、2004～2013年に兵庫県猟友会の多くの支部の皆さまに標本をご提供頂きました。この場を借りて、深く感謝申し上げます。

引用文献

- 姉崎智子・坂庭浩之・小野里光・戸塚正幸・中嶋 薫・竹内忠義・富田公則・木滑大介. 2009. 群馬県におけるイノシシの分布拡大と繁殖状況. 群馬県立自然史博物館研究報告, 13 : 119-128.
- 姉崎智子・坂庭浩之. 2010. イノシシにおける個体群パラメーターの解明. 百瀬 浩 編. 営農管理的アプローチによる鳥獣害防止技術の開発成果報告書. pp.55-60. (独) 農研機構 中央農業総合研究センター, 筑波.

- Apollonio, M., Putman, R., Grignolio, S. and Bartos, L. 2011. Hunting seasons in relation to biological breeding seasons and the implications for the control or regulation of ungulate populations. Apollonio M., Putman J., Anderson N. editors Ungulate management in Europe: problems and practices. pp.80-105. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bailey, JA. 1984. Wildlife reproduction. In: Bailey JA editor Principles of wildlife management. pp.142-154. John Wiley & Sons, New York.
- Boitani, L. and Mattei, L. 1992. Aging wild boar (*Sus scrofa*) by tooth eruption. In: Spitz, F., Janeau, G., Gonzales, G., and Aulagnier S. (eds) pp.419-421. Ongules/ Ungulates 91, Toulouse-Paris.
- Bywater, K., Apollonio, M., Cappi, N. and Stephens P.A. 2010. Litter size and latitude in a large mammal: the wild boar *sus scrofa*. Mamal Review 40 (3): 212-220.
- Delcroix, I., Mauget, R., and Signoret, J. P. 1990. Existence of synchronization of reproduction at the level of the social group of the European wild boar (*Sus scrofa*). J Reprod Fert 89: 613-617.
- 江口祐輔. 2003. イノシシから田畑を守る おもしろい生態とかしこい防ぎ方. pp.152. (社)農村漁村文化協会, 東京.
- Fernandez-Llario, P. and Mateos-Quesada, P. 1998. Body size and reproductive parameters in the wild boar *Sus scrofa*. Acta Theriol 43 (4): 439-444.
- Fonseca, C., Santos, P., Monzón, A., Bento, P., Alves A., Alves J., Silvério, A., Soares, AMVM. and Petrucci-Fonseca F. 2004. Reproduction in the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) populations of Portugal. In: Fonseca, C., Herrero, J., Luís, A., and Soares, AMVM. (eds) Wild Boar research 2002. Galemys, 16 Special Issue: 53-65.
- Fonseca, C., Alves, A., Alves, J., Vingada, J. and Soares, AMVM. 2011. Reproductive performance of wild boar females in Portugal. Eur J of Wildl Res 57 (2): 363-371.
- 藤木大介・横山真弓・坂田宏志. 2011. 兵庫県内におけるブナ科樹木3種の堅果の豊凶とツキノワグマの餌資源としての評価. 「兵庫県におけるツキノワグマ保護管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 3号, pp.39-49. 兵庫県森林動物研究センター.
- Gaillard, JM., Pontier, D., Brandt, S., Jullien, JM. and Allaine, D. 1992. Body weight effect on reproduction of young wild boar (*sus scrofa*) females: a comparative analysis. Fola zoologica 42 (3): 204-212.
- Gethöffer, F., Sodeikat, G. and Pohlmeier, K. 2007. Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. Eur J of Wildl Res 53 (4): 287-297.
- 林良博・西田隆雄・望月公子・瀬田季茂. 1977. 日本産イノシシの歯牙による年令と性の判定. 日本獣医学雑誌, 39 (2): 165-174.
- Inomata, T., Inoue, S., Sugawara, H., Kajihara H., Shinomiya, T., Wagai, I., Ninomiya,

- H., Oshida, T., Shirai, M. and Hashimoto, Y. 1993. Developmental changes in paramesonephric and mesonephric ducts and the external genitalia in swine fetuses during sexual differentiation. *J vet med sci* 55 (3):371-378.
- Jeziarski, W. 1977. Longevity and mortality rate in a population of wild boar. *Acta Theriol* 22 (24):337-348.
- Kaji, K. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriol* 33 (13): 187-208.
- 兼光秀泰. 1988. 飼育下におけるニホンイノシシの出産期・妊娠期間産子数. *動水誌*, 30: 6-8.
- 環境省自然保護局生物多様性センター. 2004. 第6回自然環境保全基礎調査 種の多様性調査 哺乳類分布調査報告書. pp.60-63. 環境省自然保護局生物多様性センター, 山梨県.
- 環境省. 2010. 狩猟及び有害捕獲等による主な鳥獣の捕獲数. 環境省, 東京.
<http://www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs4/higai.pdf>. 2012.10.1 accessed.
- 神崎伸夫. 1993. ニホンイノシシの個体群動態、狩猟、流通に関する研究. 東京農工大学博士論文.
- 小寺祐二・神崎伸夫. 2001. 島根県石見地方におけるニホンイノシシの食性および栄養状態の季節的变化. *野生生物保護*, 6 (2): 109-117.
- 小寺祐二・竹田努・都丸成示・杉田昭栄. 2012. 週齢査定によるイノシシ *Sus scrofa* の出生時期の推定. *哺乳類科学*, 52(2) : 185-191.
- Matschke, GH. 1964. The influence of oak mast on European wild hog reproduction. In: *Proc Annu Conf Southeast Assoc Game Fish Comm*, 18: 35-39.
- Matschke, GH. 1967. Aging European wild hogs by dentition. *J Wildl Manage* 31(1): 109-113.
- Mauget, R. 1982. Seasonality of reproduction in the wild boar. In: Cole, D. and Foxcroft, G. (eds) *Control of Pig reproduction*. pp.509-526. London.
- 農林水産省. 2010. 野生鳥獣による農作物被害状況の推移. 農林水産省,
http://www.maff.go.jp/j/seisan/tyozyu/higai/h_zyokyo2/h22/index.html. 2012.6.14 accessed.
- Tsuji, T., Yokoyama, M., Asano, M. and Suzuki, M. 2013. Estimation of the fertility rates of Japanese wild boars (*Sus scrofa leucomystax*) using fetuses and corpora albicans. *Acta Theriol* 58(3): 315-323.
- 辻知香. 2013. ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*) の個体群動態に関わる繁殖特性の解明. pp.118. 岐阜大学大学院連合獣医学研究科 博士論文.
- 横山真弓. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題. 「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 6号, pp.1-8. 兵庫県森林動物研究センター.

第 8 章

ニホンイノシシのウイルス感染症

米満研三¹・服部志保¹・鈴木絢子¹・浜崎千菜美¹・下田 宙¹・前田 健¹

要 点

イノシシに感染するウイルス感染症の中で、ヒトや生産動物（特にブタ）に対して問題となる E 型肝炎ウイルス、重症熱性血小板減少症候群ウイルス、オーエスキー病ウイルス、日本脳炎ウイルスの疫学調査を実施し、ヒトや動物へのリスクについて考察した。

Key words: イノシシ、E 型肝炎ウイルス、日本脳炎ウイルス、重症熱性血小板減少症候群ウイルス、オーエスキー病ウイルス

8-1. はじめに

ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) は雑食性であり、近年農作物等を求めてヒトの生活圏に侵入するようになってきた。また、古来よりイノシシの肉は、食用として消費されている。イノシシに感染し、同時にヒトやその他の動物、特にブタにも感染し病気を引き起こすウイルスには、国内では E 型肝炎ウイルス、重症熱性血小板減少症候群ウイルス、オーエスキー病ウイルス、日本脳炎ウイルス、豚インフルエンザウイルス、豚パルボウイルス、豚繁殖・呼吸器障害症候群ウイルス、豚サーコウイルス 2 などがある (表 1)。しかし、イノシシにおける感染症研究の歴史は浅く、研究が不足しているため、行政や狩猟者、一般市民など現場レベルにまで十分な情報が伝わっているとは言い難い。そこで本論では、我々の最新の研究成果 (Hara *et al.* In press; Takahashi *et al.* In press; 前田 2014; Mahmoud *et al.* 2011; Shimoda *et al.* 2013; Shimojima *et al.* 2011; Shimoda *et al.*; Ohno *et al.* 2009) により判明しつつある、イノシシにおける E 型肝炎ウイルス、日本脳炎ウイルス、重症熱性血小板減少症候群ウイルス、およびオーエスキー病ウイルスに関する感染状況や感染経路の特徴を行政担当者や狩猟者などの対策者向けに総論的に紹介し、ヒトや動物への感染リスクについて考察し、また感染防御方法について提言する。なお、本研究では抗原 (ウイルスの遺伝子) 検出検査と抗体検出検査を行った。抗原検査はサンプリングされた当時のウイルスの感染有無を検索できる検査である。一方、抗体検査は、過去の感染歴を検索することができる検査である。

¹ 山口大学共同獣医学部病態制御学講座獣医微生物学分野

表 1. イノシシ由来のヒトおよび動物に感染する可能性のある主要なウイルス感染症

ウイルス	人への感染	国内(ブタ)	国内(イノシシ)
E型肝炎ウイルス	あり	あり	あり*
重症熱性血小板減少症候群ウイルス	あり	不明**	あり*
オーエスキー病ウイルス	なし	ほぼない	あり*
日本脳炎ウイルス	あり	あり	あり*
豚インフルエンザウイルス	あり	あり	あり*
口蹄疫ウイルス	なし	清浄化に成功	なし**
豚コレラウイルス	なし	撲滅に成功	なし**
豚パルボウイルス	なし	あり	あり
豚繁殖・呼吸障害症候群ウイルス	なし	あり	不明**
豚サーコウイルス2	なし	あり	あり
アフリカ豚コレラ	なし	なし	なし**

*我々の調査

**海外での報告

8-2. E型肝炎

8-2-1. E型肝炎の疫学と一般性状

E型肝炎は、E型肝炎ウイルス（以下、HEV）感染によって引き起こされる人獣共通感染症である。発展途上国においては水を介した糞口感染により感染するといわれており、以前はわが国では流行地に渡航したヒトが感染する、輸入感染症として認識されていた。しかし、2003年4月に兵庫県でニホンジカ（*Cervus Nippon*；以下シカと表記）の肉の生食による感染事例が発生し、これが食品による感染の初めての確認事例となった（Tei *et al.* 2003）。それ以降、E型肝炎は食品媒介性感染症として認識されるようになった。また、市販されている豚の生レバーからHEVが検出されたことをはじめ（Yazaki *et al.* 2003）、現在、豚肉、イノシシ肉、シカ肉の生肉の喫食が国内でのヒトへの感染源として重要視されている。また、E型肝炎ウイルスには4種類の遺伝子型が存在し、1型、2型が海外で流行しているのに対して、3型、4型は国内で動物の肉から感染していることも知られている。現在、感染症の予防及び感染症の患者に対する医療に関する法律（以下、「感染症法」）に基づき、E型肝炎は感染症法の第四類感染症に指定されており、患者を診断した医師は保健所に直ちに届出ることが義務づけられている。

本研究では、日本の3地域で捕獲されたイノシシおよびシカから得られた血液を分析し、抗体および抗原（ウイルスの遺伝子）の検出の両実験により、HEVの感染状況を分析した。

8-2-2. 材料および方法

検査対象地域およびサンプル数

中国・九州・関東地方にて 2009 年から 2013 年に捕獲されたイノシシより得られた血清を用いた。イノシシ血清のサンプル数は中国地方 167、九州地方 46、関東地方 152 であった。また比較対象として、イノシシ血清を採取したのと同地域である、中国地方で捕獲されたシカより得られた血清も分析に用いた。シカ血清のサンプル数は 209 であった。検査目的が異なるためサンプル数には差がある。

HEV に対する抗体の検出

ELISA 法により血清中の抗体を検出した。ELISA 抗原は、下関の HEV 患者の遺伝子 (JTF-Yamagu11 株) を基に N 末端領域を欠損した ORF2 をコードする遺伝子はプライマー Yamagu11 ORF2 112F (ClaI)(5'-GTA TCG ATC ACC ATG GCT GTG GCT CCG GCC CCT-3') と Yamagu11 ORF2 660R-His (5'-GTA GAT CTT CAG TGA TGG TGA TGG TGA TGG TAC TCC CGG GTT TTA CCC A-3') で増幅した。増幅した遺伝子は *ClaI* と *BgII* で切断した後、pCAGGS/MCS の *ClaI* と *BgII* サイトに挿入した。得られた発現プラスミドを 293T 細胞にポリエチレンイミンを用いてトランスフェクションした。トランスフェクション細胞は RIPA によって 4°C 1 時間処理した後、15000 回転 4°C 30 分間遠心して上清を回収した。抽出抗原を 5 μg/ml に希釈した後、100 μl を各ウェルに接種して ELISA を行った。ブロッキング液および抗原希釈液にはブロックエースを用いた。血清は 1 : 100 に希釈し、二次抗体にはペロキシターゼ標識 ProteinA/G を 1 : 10000 希釈して用いた。発色には Bio-Rad のパーオキシダーゼ基質キットを用いた。

HEV 遺伝子検出

血清から QIAamp Viral RNA Mini Kit を用いて RNA を抽出し、HEV-F1 プライマーと HEV-R2 プライマーを用いて RT-PCR を実施、更に RT-PCR 産物を、HEV-F2 プライマーと HEV-R1 プライマーを用いて Nested PCR を行い、遺伝子の検出を試みた。HEV 遺伝子の検出を試みた。陽性が疑われるサンプルに対しては、塩基配列を決定し、最終的に判定するとともに、遺伝子型の解析を行った。

8-2-3. 結果および考察

イノシシでは中国地方において 75 頭中 23 頭 (31%)、九州地方において 46 頭中 10 頭 (22%)、関東地方において 152 頭中 12 頭 (8%)、シカでは中国地方において 209 頭中 1 頭 (0.5%) が、HEV に対する抗体を保有していた (表 2)。従って、HEV に対する感染率は地域差があるものの、3 地域では、イノシシを感染宿主として HEV が分

布していることが示唆された。また、同一地域である中国地方においては、イノシシとシカの HEV 感染率が大きく異なり、シカの感染率は非常に低かったことから、シカについてはこれまでの報告と同様に、HEV の感染は非常にまれであることが示唆された。

HEV 遺伝子検査により、ウイルスの遺伝子の保有の有無を調べた。イノシシでは中国地方の個体 167 頭中 6 頭 (4%) から、シカにおいては中国地方の個体 201 頭中 1 頭 (0.5%) の血清から HEV 遺伝子が検出されたが、九州および関東地方のイノシシからは HEV 遺伝子は検出されなかった (表 3)。HEV 遺伝子が確認された中国地方のイノシシ 6 頭とシカ 1 頭から検出された HEV 遺伝子型を解析した結果、これらの遺伝子は非常に近縁であった。更に、同地域で発病したヒトの E 型肝炎患者から検出された遺伝子がこのクラスターに含まれた。また、この地域の HEV は、日本を含む他の地方から検出された HEV とは異なる独立したクラスターを形成した (図 1)。以上より、中国地方では、ある HEV の遺伝子型によるイノシシ、シカ、ヒト間で感染環が成立していたことが示唆された。

表 2. HEV に対する抗体保有率

	イノシシ			シカ
	中国地方	九州地方	関東地方	中国地方
調査数	75	46	152	209
抗体陽性数	23	10	12	1
抗体陽性率 (%)	31	22	8	0.5

表 3. 血清中における HEV 遺伝子検出率

	イノシシ			シカ
	中国地方	九州地方	関東地方	中国地方
調査数	167	22	88	201
遺伝子陽性数	6	0	0	1
遺伝子陽性率 (%)	4	0	0	0.5

本研究を含め、血液から E 型肝炎ウイルス (HEV) の遺伝子が検出されている。すなわち、イノシシおよびシカにおいては全身の筋肉内および各臓器に HEV が存在することを示しており、イノシシおよびシカを喫食する場合には、どの部位に関しても十分に加熱をする必要がある。また調理で使用した器具も十分に洗浄する必要がある (図 2)

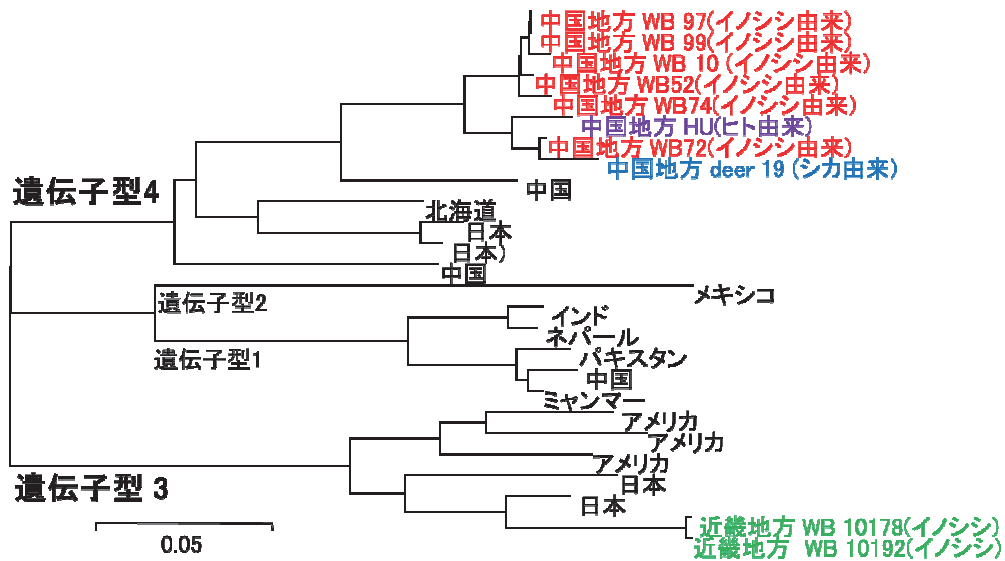


図1 イノシシ・シカ・ヒトから検出されたHEV遺伝子の系統解析
 イノシシ由来株は赤字・緑字、シカ由来株は青字、ヒト由来株は紫で示す。

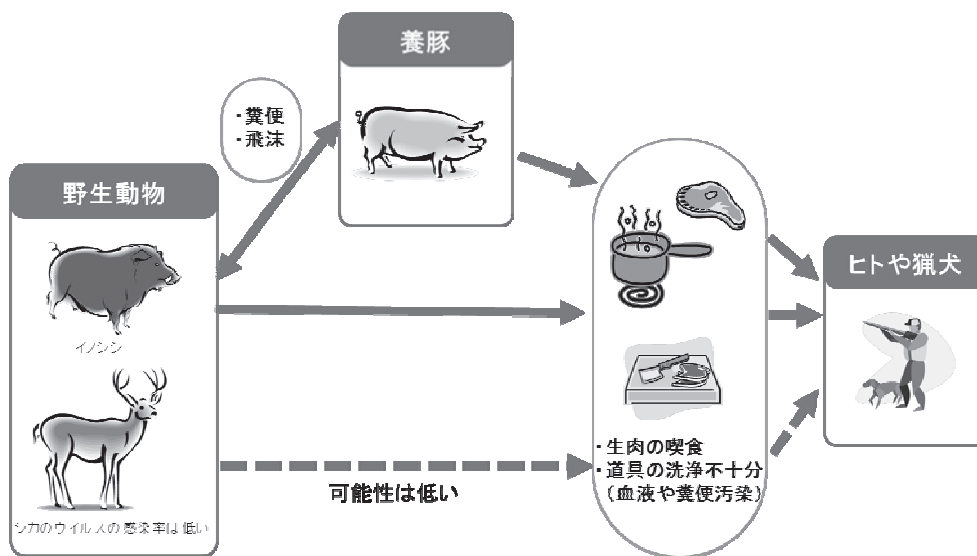


図2 E型肝炎ウイルスの感染の可能性

8-3. 重症熱性血小板減少症候群(SFTS)ウイルス

8-3-1. SFTSの疫学と一般性状

重症熱性血小板減少症候群(SFTS)はSFTSウイルス(以下、SFTSV)の感染により、ヒトに発熱、白血球減少、血小板減少、肝酵素の上昇などを引き起こす、致死性の高い人獣共通感染症である。2011年に中国において初めて報告された病気であり、中

国ではダニが本ウイルスを媒介し、めん羊、ヤギ、ウシ、イヌ、ブタ、ニワトリなど多くの動物が SFTSV に対する抗体を保有していると報告されている (Yu *et al.* 2011、図 3)。国内では 2013 年 1 月に山口県で国内初の SFTS 患者が報告され、その後の調査により、2005 年から SFTS 患者が発生していたことが判明している (Takahashi *et al.* In press)。その他 SFTS 患者の発生時期は 4 月から 10 月でダニの活動時期に一致すること、年齢別では 50 歳以上、地域別では中国、四国、九州地方に発生が多いことが、特徴として報告されている (Takahashi *et al.* In press)。現在、感染症法に基づき、患者を診断した医師は保健所に直ちに届出ることが義務づけられているが、国内における SFTS に関する情報は少ない。本研究では、中国地方のイノシシおよびシカにおける SFTSV の感染状況を分析した。

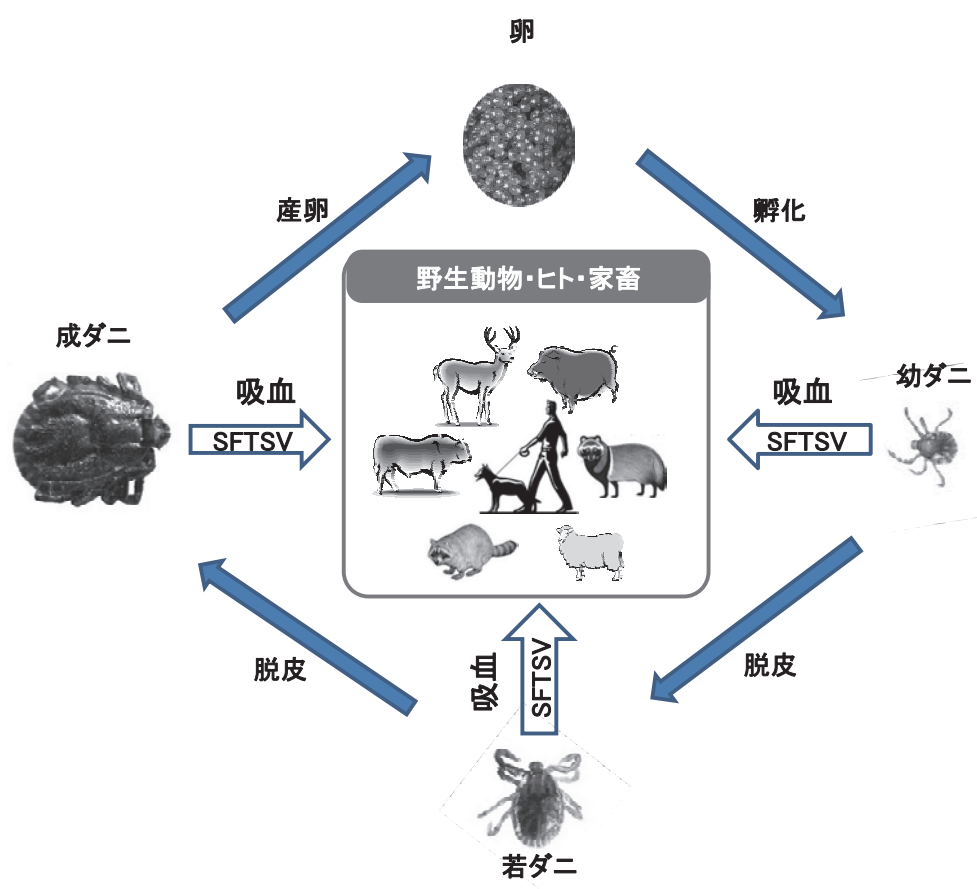


図 3 SFTS ウイルスの感染環と野生動物との関係

8-3-2. 材料および方法

検査対象地域およびサンプル数

中国地方で 2009 年から 2013 年に捕獲されたイノシシ 115 頭およびシカ 130 頭の血清を用いた。

SFTSV に対する抗体の検出

SFTSV (HB29 株) 感染細胞および mock 感染細胞を抗原とした ELISA 法を 100、400、1600、6400 倍希釈したイヌ血清を用いて実施した。二次抗体には HRP 標識 Protein A/G を用いた。

8-3-3. 結果および考察

中国地方で捕獲されたイノシシ 115 頭中 9 頭 (8%)、シカ 130 頭中 65 頭 (50%) が SFTSV に対する抗体を保有していた (表 4)。また、森川ほか (2013) の結果から、飼育犬よりも狩猟犬の方が SFTS ウイルス抗体の陽性率が高いことが報告されており、山林に入る機会が多いと感染率が高まる可能性が示唆された。以上より、国内初の SFTS 患者が確認された地域周辺に生息するイノシシおよびシカにおいて、SFTSV 感染歴があること、日本においても野生動物に SFTSV の感染が成立することが示された。これまでの報告から SFTSV はダニにより媒介されるため、本研究結果は、この地域に生息するダニは SFTS ウイルスを保有している可能性があることを示唆している。この可能性を理解し、ダニによる刺咬を防御する手段を取ると共に、SFTS 発症時の症状の特徴をよく理解し、SFTSV 感染が疑われる場合には至急病院に行き、ダニに刺咬されたことを告げて迅速に診断してもらう必要がある。加えて、ダニにより媒介される感染症は、SFTS 以外にも日本紅斑熱やライム病、つつがむし病など様々あるため、ダニによる刺咬には普段から十分に注意する必要がある。

表 4. SFTSV に対する抗体保有率

	イノシシ	シカ
調査数	115	130
抗体陽性数	9	65
抗体陽性率 (%)	8	50

本研究でイノシシの抗体陽性率がシカに比べて低かった結果に関しては、原因は現在明確にはできないが、SFTSV を媒介するダニの吸血動物に対する嗜好性が関与している可能性が考えられるため、今後の研究が期待される。

8-4. オーエスキー病ウイルス

8-4-1. オーエスキー病の疫学と一般性状

オーエスキー病は豚ヘルペスウイルス 1 (以下、PRV) によって発症する、ブタおよびイノシシが対象となる届出伝染病であり、幼豚が発症すると致死率が高いため、養豚

業に多大な経済的被害を及ぼす。感染は、鼻汁の飛沫、摂食、傷口からの感染や汚染物の摂取が原因となり、成豚では死亡率は高くなく、多くの場合は不顕性感染*に終わることが多い。しかし、ブタやイノシシ以外の動物に感染した場合は、神経症状である搔痒症を引き起こし、ほぼ 100%死亡する。感染後に PRV に耐過したブタでは、ウイルスが潜伏感染**する特徴があり、国内では、「オーエスキー病防疫対策要領」に基づき、ブタにおいてはワクチンコントロールにより 36 県で PRV の清浄化に成功しており、11 県で洗浄化対策が実施されている（農林水産省消費・安全局動物衛生課）。しかし、臨床症状を示しているブタの摘発・淘汰以外にも、潜伏感染している野外ウイルス抗体陽性ブタを早期に発見する必要がある。

近畿地方は、完全にオーエスキー病の清浄化に成功していたが、奈良県において、1997 年にイノシシの生肉を食べた猟犬がオーエスキー病により多数死亡したことが報告されている（幸田ほか 2000）。従って、イノシシには潜在的にオーエスキー病ウイルスが感染している可能性が高いと考えられるが、国内のイノシシにおけるオーエスキー病ウイルスの感染状況については報告がない。本研究では、オーエスキー病の血清疫学調査を実施した。

*不顕性感染：感染はしているが、発病を伴わない感染。

**潜伏感染：ウイルスは検出されにくい、持続的に感染が成立している状況。

8-4-2. 材料および方法

検査対象地域およびサンプル数

ブタでのオーエスキー病の清浄化に成功している 3 県、近畿地方の A 県および B 県、中国地方の C 県で、2007 年から 2010 年に捕獲されたイノシシそれぞれ 50 頭、71 頭、52 頭から得られた血清を用いた。

PRV に対する抗体の検出

ウイルスは PRV Indiana 株、細胞はブタ由来 CPK 細胞（動物衛生研究所より分与）を用いて中和試験により、血清中のウイルス抗体を検出した。PRV に対する抗体陽性個体を検出するために、1：10 希釈血清を用いた 80%プラーク減数試験を実施した。陽性個体に関しては、血清を二倍階段希釈して抗体価を求めた。

ワクチン株と野外株の識別

野外株感染個体にのみ出現する gE 抗体の検出を、IDEXX 社の g1 Antibody ELISA を用いて実施した。方法は製品添付のプロトコールに従った。

8-4-3. 結果および考察

近畿地方の 2 県で捕獲された 6 頭（5%）のイノシシにおいて、PRV に対するウイルス中和抗体陽性が確認された。一方、中国地方の 1 県で捕獲されたイノシシにおいては、

陽性個体は確認されなかった（表5）。ウイルス中和抗体保有であったイノシシ6頭は、すべて gE に対する抗体を保有していた。従ってイノシシはオーエスキー病ウイルスの野生株に感染しており、ブタへの感染源となり得ることがが確認された（図4）。農場内での PRV 清浄化が成立している場合においても、特にイノシシからの野外株感染の可能性を考慮し、対策を実施することが必要である。

表5. オーエスキー病ウイルス（PRV）に対する抗体保有率

	近畿地方		中国地方
	A 県	B 県	C 県
調査数	50	71	52
抗体陽性数	2	4	0
抗体陽性率 (%)	4	6	0

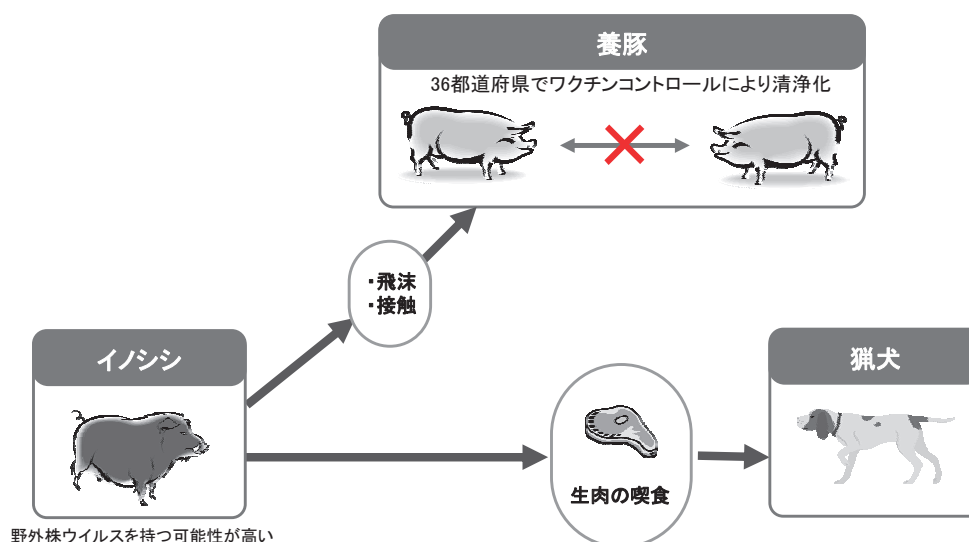


図4 オーエスキー病ウイルス（PRV）の感染の可能性

8-5. 日本脳炎

8-5-1. 日本脳炎の疫学と一般性状

日本脳炎は、日本脳炎ウイルス（以下、JEV）が原因の感染症で、哺乳類から鳥類まで広範な動物種に感染するが、大部分は不顕性感染を示す。ヒトからヒトへの感染はなく、増幅動物*（ブタ）の体内でいったん増えて血液中に出てきたウイルスを、蚊が吸血し、その上でヒトなどを刺した時に感染する。ヒトや馬は感染すると重篤な脳炎を発症することがあるが、国内では近年ワクチン接種により、ヒトや馬での発生は激減している。ブタは妊娠豚で流産を引き起こすことがあり、また近年、ウシでの JEV による脳炎の発生が宮崎県や愛知県で報告されている（加古ほか 2011; 片山 2013）。日本脳

炎は、感染症法に基づき、患者を診断した医師は保健所に直ちに届出ることが義務づけられている。

2008年12月に、兵庫県内で捕獲されたイノシシの血液中からウイルスが分離され、更に2009年5月に兵庫県において捕獲されたイノシシの血液からはウイルス遺伝子が検出された（高崎ほか2009）。そのため、日本脳炎ウイルスの感染環において、イノシシも増幅動物となる可能性が指摘されている。本研究では、近畿地方および中国地方のイノシシおよびシカにおける JEV の感染状況を分析した。

*増幅動物：ウイルスを体内で増幅し、他の宿主に供給する。

8-5-2. 材料および方法

検査対象地域およびサンプル数

近畿地方で2009年から2013年に捕獲されたイノシシ33頭、シカ25頭、および中国地方で捕獲されたイノシシ63頭より得た血清を用いた。

JEV に対する抗体の検出

JEV/sw/Chiba/88/2002 株を用いて 80%プラーク減数試験により中和抗体価を測定した。10倍以上の抗体価を暫定的に陽性と判定した。

8-5-3. 結果および考察

近畿地方のイノシシ33頭中22頭(67%)、シカ25頭中23頭(92%)、中国地方のイノシシ63頭中62頭(98%)が、JEVに対する抗体を保有していた(表6)。イノシシの日本脳炎に対する抗体保有率は非常に高く、ブタと同様に増幅動物となっている可能性が示唆された。また、シカについても抗体陽性率が非常に高かったため、新たな感染源として注意をする必要がある(図5)。

表 6. 日本脳炎ウイルス (JEV) に対する抗体保有率

	近畿地方		中国地方
	イノシシ	シカ	イノシシ
調査数	33	25	63
抗体陽性数	22	23	62
抗体陽性率 (%)	67	92	98

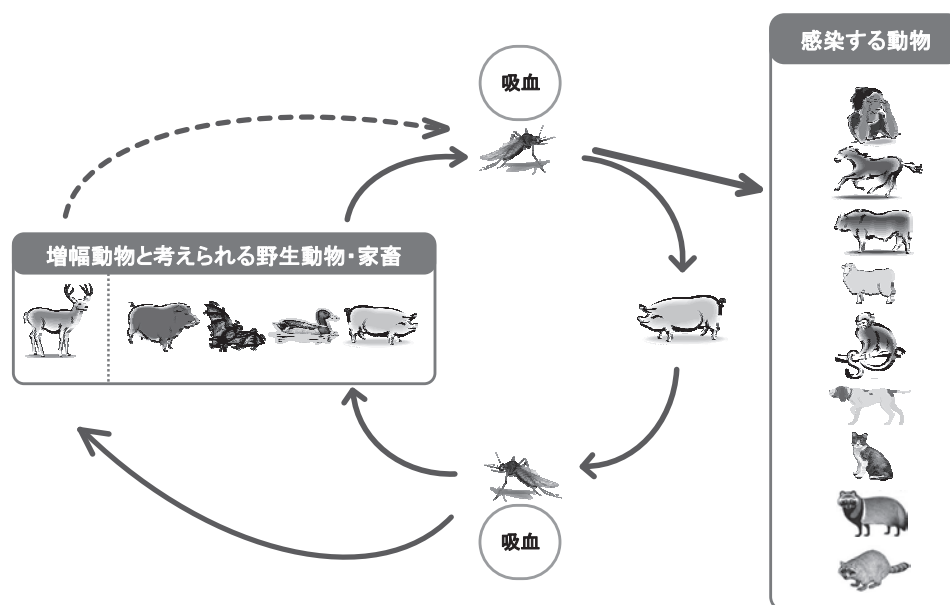


図5 日本脳炎ウイルス（JEV）の感染環における野生動物の役割

8-6. まとめ

我々は、野生動物での血清疫学調査を容易かつ特異的に実施することを目的として、培養細胞にて発現したタンパク質を抗原として、ProteinA/Gを用いたELISA系の構築に成功した。さらに我々の疫学調査により、E型肝炎、SFTS、オーエスキー病、日本脳炎の原因ウイルスは、イノシシが保有している可能性が高く、ヒトおよびブタを含む様々な動物に対して、イノシシがこれらの感染症の感染源となることが示唆された。また、これらの感染症の感染経路は、摂食、吸血昆虫による媒介、飛沫など様々である。これらの結果から、野生動物と接触する機会が多い、狩猟をする方々、野生動物を食肉として利用される方々、養豚業者の方々に対し、今回調査した感染症の感染を予防する方法として、以下の注意事項を提言する。

野生動物管理に関わる方及びイノシシが生息する地域にお住まいの方へ

- イノシシやシカなどの野生動物を解体する際は、手袋を着用し、血液による汚染を防ぐ
- 使用した包丁やまな板などの道具類も、必ず丁寧に洗浄する
- 猟犬も含め、生食は厳禁である。喫食時には必ず十分加熱する
- 野山に行く際は、蚊やダニなどの吸血昆虫による吸血を予防するために、長袖・長ズボンの着用、虫除けなどを実施する
- イノシシはブタと共通感染する病原体を保有しているため、飼育場内へのイノシシの侵入を防止する

また、今回調査したウイルス感染症以外にも、イノシシ等野生動物が感染源となる感染症が存在することや、未だ発見されないウイルスを野生動物が保有している可能性があることから、上記の事項には、常に気を付けて頂きたい。

引用文献

- Hara, Y., Terada, Y., Yonemitsu, K., Shimoda, H., Noguchi, K., Suzuki, K. and Maeda, K. High prevalence of hepatitis E virus in wild boar in Yamaguchi Prefecture, Japan. *Journal of Wildlife Diseases* (In press).
- 加古奈緒美・鈴木清示・杉江典映. 2011. 繁殖和牛における日本脳炎発生事.
<http://www.pref.aichi.jp/cmsfiles/contents/0000049/49901/13.pdf>
2014.3.10 accessed.
- 片山貴志. 2013. 子牛の脳における日本脳炎ウイルスによる非化膿性髄膜炎. *動衛研研究報告*. 119:37-45.
- 幸田知子・柳本淳子・柏原 裕・他. 2000. 特集 野生動物の感染症 (2) 野生イノシシのオーエスキー病. *獣医畜産新報*. 53(11) ; 939-943.
- 前田 健. 2014. 重症熱性血小板減少症候群 (SFTS) ウイルスの分離から最新の知見まで. *化学療法の領域*. 30(2):75-88.
- Mahmoud, HYA., Suzuki, K., Tsuji, T., Yokoyama, M., Shimojima, M. and Maeda K. 2011. Pseudorabies virus infection in wild boars in Japan. *Journal of Veterinary Medical Science* 73(11): 1535-1537.
- 森川 茂・宇田晶彦・加来義浩・木村昌伸・今岡浩一・福士秀悦・吉河智城・谷英樹・下島昌幸・安藤秀二・西條政幸・澤辺京子・川端寛樹・新倉 綾・前田 健・高野 愛・柳井徳磨・藤田博己・高田伸弘. 2013. <速報>重症熱性血小板減少症候群 (SFTS) ウイルスの国内分布調査結果 (第一報). 国立感染症研究所, 病原微生物検出情報.
<http://www.nih.go.jp/niid/ja/sfts/sfts-iasrs/3864-pr4043.html>. (掲載日 2013/8/29)
- 農林水産省. 2014. オーエスキー病について. 農林水産省消費・安全局動物衛生課,
http://www.maff.go.jp/j/syouan/douei/eisei/e_ad/ 2014.3.10 accessed.
- Ohno, Y., Sato, H., Suzuki, K., Yokoyama, M., Uni, S., Shibasaki, T., Sashika, M., Inokuma, H., Kai, K., and Maeda K. 2009. Detection of antibodies against Japanese encephalitis virus in raccoons, raccoon dogs and wild boars in Japan. *Journal of Veterinary Medical Science*. 71(8):1035-1039.
- Shimoda, H., Ohno, Y., Mochizuki, M., Okuda, M., Iwata, H. and Maeda K. 2010. Dogs as sentinels for human infection with Japanese encephalitis virus. *Emerging Infectious Diseases*. Shimoda, H., Inthong, N., Noguchi, K., Terada, Y., Nagao, Y., Shimojima, M. Takasaki, T., Rerkamnuaychoke, W. and Maeda, K. 2013. Development and application of an indirect enzyme-linked immunosorbent assay

- for serological survey of Japanese encephalitis virus infection in dogs. *Journal of Virological Methods*. 187(1):85-89. Shimojima, M., Nagao, Y., Shimoda, H., Tamaru, S., Yamanaka, T., Matsumura, T., Kondo, T. and Maeda, K. 2011. Full genome sequence and virulence analyses of the recent equine isolate of Japanese encephalitis virus. *Journal of Veterinary Medical Science*. 73(6):813-816.
- 高崎智彦・小滝 徹・倉根一郎・澤辺京子・林 利彦・小林睦生. 2009. 冬季に捕獲されたイノシシからの日本脳炎ウイルスの分離. 国立感染症研究所, 病原微生物検出情報. 30:156-157.
- Takahashi, T., Maeda, K., Suzuki, T., Ishido, A., Shigeoka, T., Tominaga, T., Kamei, T., Honda, M., Ninomiya, D., Sakai, T., Senba, T., Kaneyuki, S., Sakaguchi, S., Satoh, A., Hosokawa, T., Kawabe, Y., Kurihara, S., Izumikawa, K., Kohno, S., Azuma, T., Suemori, K., Yasukawa, M., Mizutani, T., Omatsu, T., Katayama, Y., Miyahara, M., Ijuin, M., Doi, K., Okuda, M., Umeki, K., Saito, T., Fukushima, K., Nakajima, K., Yoshikawa, T., Tani, H., Fukushi, S., Fukuma, A., Ogata, M., Shimojima, M., Nakajima, N., Nagata, N., Katano, H., Fukumoto, H., Sato, Y., Hasegawa, H., Yamagishi, T., Oishi, K., Kurane, I., Morikawa, S., and Saijo, M. 2014. The first identification and retrospective study of severe fever with thrombocytopenia syndrome in Japan. *Journal of Infectious Diseases (In press)*.
- Tei, S., Kitajima, N., Takahashi, K. and Mishiho, 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., and 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.
- Yu, XJ., Liang, MF., Zhang, SY., Liu, Y., Li, JD., Sun, YL., Zhang, L., Zhang, QF., Popov, VL., Li, C., Qu, J., Li, Q., Zhang, YP., Hai, R., Wu, W., Wang, Q., Zhan, FX., Wrang, XJ., Kan, B., Wang, SW., Wan, KL., Jing, HQ., Lu, JX., Yin, WW., Zhou, H., Guan, XH., Liu, JF., Bi, ZQ., Liu, GH., Ren, J., Wang, H., Zhao, Z., Song, JD., He, JR., Wan, T., Zhang, JS., Fu, XP., Sun, LN., Dong, XP., Feng, ZJ., Yang, WZ., Hong, T., Zhang, Y., Walker, DH., Wang, Y. and Li, DX. 2011. Fever with thrombocytopenia associated with a novel bunyavirus in China. *New England Journal of Medicine*. 364:1523-32.

第 9 章

ニホンイノシシの内部寄生虫

佐藤 宏¹・戸田正枝¹・M. A. Omar¹・辻 知香²・横山真弓^{2,3}

要 点

- ・ 兵庫県下で収集したニホンイノシシ 132 頭を対象として、その内部寄生虫（蠕虫）を網羅的に調べた。
- ・ 対象動物に線虫 22 種と条虫 1 種、吸虫 1 種の寄生が確認された。和歌山県産ニホンイノシシを調べた報告（Sato *et al.* 2008）では線虫 18 種と条虫 1 種が記録されているが、線虫については有歯豚胃虫 *Ascarops dentata*、紅色毛様線虫 *Hyostromylus rubidus*、美麗食道虫 *Gongylonema pulchrum* が本宿主から初記録となったこと、また、1 種と来てきた毛細線虫が 3 種に再分類されたことが両地域での寄生虫相の違いの大きな要因である。また、吸虫については単為生殖型肝蛭（いわゆる日本産肝蛭 *aspermic Fasciola sp.*）の寄生も国内で初めて確認された。
- ・ 豚腸結節虫 *Oesophagostomum dentatum* は和歌山県産イノシシでは高い寄生率（55%）であったが、兵庫県産個体ではごく稀な寄生であったこと（3.8%）、和歌山県産イノシシでは寄生が確認されなかった有歯豚胃虫の感染個体が阪神地域に集中していることなど、イノシシ個体群により特有の寄生虫相をもつことが示唆された。
- ・ 人獣共通寄生虫症の原因となるドロレス顎口虫の寄生率は兵庫県本州部では地域を問わずに高かったが、個体あたりの寄生数は概して少なかった。イノシシから直接感染することはないが、本種の分布地であることを理解し、加熱不十分な猪肉あるいは淡水魚の生食等で感染して皮膚爬行症となる危険性に留意する必要がある。

Key words : 寄生蠕虫相、兵庫県、生物多様性、疫学

9-1. はじめに

本邦にはニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*) とリュウキュウイノシシ (*Sus scrofa riukiuanus*) が分布し (Watanobe *et al.* 1999)、その異なる生物地理学的位置づけもあって、それぞれの寄生虫相には特色がある (Shoho & Machida 1979; 内田ほ

¹ 山口大学共同獣医学部臨床獣医学講座獣医寄生虫病学分野・² 兵庫県森林動物研究センター・³ 兵庫県立大学自然・環境科学研究所

か 1984; Sato *et al.* 2008)。両者に共通する寄生虫として、豚肺虫 *Metastrongylus* spp. 3種、類円豚胃虫 *Ascarops strongylina*、ドロレス顎口虫 *Gnathostoma doloresi*、*Globocephalus samoensis*、イノシシ腸結節虫 *Oesophagostomum watanabei* があげられる (Yamaguti 1961; Noda 1973; Chinose *et al.* 1984; 内田ほか 1984; Morita *et al.* 2007)。欧州では、近年、人獣共通寄生虫症の原因となる旋毛虫 *Trichinella* spp. の保虫宿主としてヨーロッパイノシシ (*Sus scrofa* subspp.) の重要性が認識され、加熱不十分な猪肉の喫食を介した旋毛虫症の集団感染事例の発生が知られている (Pérez-Martín *et al.* 2000; Gari-Toussaint *et al.* 2005)。一方、国内分布のイノシシからの旋毛虫感染の記録はこれまでのところないが、ドロレス顎口虫、*Onchocerca dewittei*、ウエステルマン肺吸虫 *Paragonimus westermani*、大鉤頭虫 *Macracanthorhynchus hirudinaceus* の保虫宿主として、また、トキソプラズマ *Toxoplasma gondii* 等の人獣共通感染性原虫の保虫宿主として、公衆衛生上の注意が払われねばならない (Miyazaki & Habe 1976; Kamiya *et al.* 1977; Miyazaki *et al.* 1978; 村田 1988; Nawa & Imai 1989; Uni *et al.* 2001; Takaoka *et al.* 2005)。

Sato *et al.* (2008) は、2005～2006年の狩猟期に和歌山県内で収集された20頭、兵庫県内で収集された9頭を検査対象として、ニホンイノシシの内部寄生蠕虫を詳細に調べ、線虫18種と条虫1種、計19種を報告している。両地域間で寄生虫相に大きな違いはないが、大腸寄生の豚腸結節虫 *Oesophagostomum dentatum* が兵庫県産個体からは確認がなく、和歌山県産個体では55%の個体で確認されたことから、近隣地域にも関わらず一部では異なる寄生虫分布がみられる可能性が示唆されている。本研究では、兵庫県下からのイノシシ検査数を充実させ、和歌山県下のイノシシの寄生状況との比較、並びに同一県内で異なる地域に生息する個体群での寄生状況の特徴づけを試みた。

9-2. 材料と方法

検査材料

2007年8月8日から2010年12月8日にわたり、兵庫県下で主として有害捕獲されたニホンイノシシ132頭を収集した。但し、2007年は1頭、2008年は6頭であり、主体は2009年5月から2010年12月にかけて捕獲された個体である。月別にみると、1月9頭、2月11頭、3月2頭、4月0頭、5月11頭、6月12頭、7月8頭、8月10頭、9月23頭、10月12頭、11月19頭、12月13頭であった。地域比較を行うため、捕獲された地域ごとに阪神地域、丹波地域、但馬地域の3区分に地域分けを行った(表1)。捕獲されたイノシシは殺処分後すみやかに解体し、喉咽頭部から直腸にかけての呼吸器系臓器(気管・肺)、心臓、消化管(食道～直腸)、肝臓を取り出した。これら内臓は兵庫県森林動物研究センターに持ち帰り、-20°Cで冷凍保存し、順次、山口大学寄生虫学研究室に冷凍状態で移送した。なお、腎臓ならびにその周囲脂肪組織はイノシシの栄養学的分析に供したため、直接には寄生虫学的検査は行っていない。

寄生虫学的検査

冷凍保存された内臓は室温にて解凍し、臓器別に寄生虫学的検査を実施した。すなわち、消化管は縦に開き、グローブをはめた手指で粘膜面をよく擦過して、水道水に内容物と粘膜をよく洗い落とした。目開き 5.6mm の粗いステンレス製篩い（東京スクリーン株式会社、東京都千代田区鍛冶町）を通して大型のゴミを除去し、残りの懸濁液を目開き 300 μ m のステンレス篩い（東京スクリーン株式会社）上で水道水にてよく洗い、微細なゴミを除去した。篩い上に残った内容物を水道水に戻し、これを実体顕微鏡下で精査した。また、裸頭条虫、回虫や顎口虫、大腸寄生各種線虫等、肉眼的に確認できる寄生虫は、確認の都度、適宜回収した。

検出された寄生虫は生理食塩水にまず回収し、その後、10%中性緩衝ホルマリン液あるいは70%エタノールにて固定・保存した。また、一部の虫体については、遺伝子検査に供するために -20°C で冷凍保存した。形態学的解析は、先の報告（Sato *et al.* 2008）と同様に、常法に従い実施した。計測値は平均値 \pm 標準偏差で示した。なお、一部の寄生虫の形態学的特徴については佐藤（2007）に図解している。

分子遺伝学的解析

エッペンドルチューブに入れ -20°C で冷凍保存していた寄生虫について、Illustrae tissue & cells genomic Prep Mini Spin Kit（GE Healthcare UK, Buckinghamshire, UK）を用いてDNA抽出を行った。手技については、キットに付帯する説明書にしたがった。核DNAのリボソームRNA遺伝子（rDNA）ならびにミトコンドリアDNAのチトクロームcオキシダーゼ・サブユニットI（*cox-1*）のPCR増幅はMakouloutou *et al.*（2013）の通りに実施した。なお、用いたDNAポリメラーゼはBlendTaq-Plus[®]（TOYOBO; 大阪市北区）で、反応は8連PCRチューブにDNA抽出液1 μ lを含む反応液20 μ lを入れて行った。PCR産物はEthidium bromide含有1.3%アガロースゲルにて電気泳動し、トランスイルミネータで可視化し、バンド長をチェックした。目的に合うPCR産物はFastGene Gel/PCR Extraction Kit（NIPPON Genetics Co., Tokyo, Japan）を用いて精製しシークエンスを行った。重複するセグメントとしてシークエンスされたrDNAシークエンスは、CLUSTAL W multiple alignment programme（Thompson *et al.* 1994）を援用して虫体毎に1本にした。

表1 兵庫県産ニホンイノシシの検査材料*

捕獲地	♂	♀	合計
但馬地域	5	12	17
丹波地域	21	26	47
阪神地域	31	22	53
淡路島	3	1	4
飼育個体 (丹波地域)	6	5	11
合計	66	66	132

* 2007.8.8-2010.12.8に収集.

9-3. 結果

兵庫県下で収集したイノシシ 132 頭の胸腔ならびに腹腔臓器から 24 種の寄生蠕虫を検出した (表 2)。宿主の捕獲時期や性別により感染率が顕著に異なる寄生虫種はないが、産地を但馬地域 (17 頭)、丹波地域 (47 頭)、阪神地域 (53 頭) と区切ると、地域により検出率に大きな差がみられる種があった。すなわち、丹波地域のイノシシでは今回検出されたすべての蠕虫種の寄生があったが、単為生殖型肝蛭 *aspermic Fasciola sp.* (図 1; 市川・板垣 2013)、豚腎虫 *Stephanurus dentatus*、美麗食道虫 *Gongylonema pulchrum* (図 2) は但馬地域、阪神地域からの検出はないか、あるいはごく稀であった。一方、有歯豚胃虫 *Ascarops dentata* (図 3) は主に阪神地域で捕獲されたイノシシから高率に検出され、他地域での検出はごく限られた。阪神地域では、日本裸頭条虫 *Pseudanoplocephala nipponensis* (図 4) の感染率も高く、また、他地域では 64 頭中 1 頭からのみ検出された豚腸結節虫が、阪神地域 53 頭中 4 頭から確認された。また、島嶼部の淡路島からの検査個体数は 4 頭に限られ、寄生虫検出は 5 種のみであった。また、野生個体を捕獲し、1 年以上にわたり飼育していた 11 頭でも、野生個体では高率に寄生する肺虫の寄生がみられず、ドロレス顎口虫をはじめ全般的に寄生率も低い傾向がみられた。

美麗食道虫の国内イノシシでの寄生が確認されたのは今回の兵庫県での調査が初めてであったことから、18S rDNA ならびに *cox-1* 塩基配列について検討した。ホンシュウジカ (*Cervus nippon*) やニホンザル (*Macaca fuscata*) など国内野生動物に寄生している系統と家畜であるウシ寄生の系統とが区別されているが (佐藤 2009)、今回イノシシから得た系統は前者に属していた。詳しくは、別の論文で報告している (Makouloutou *et al.* 2013)。

表 2 において、気管支内寄生の肺虫 *Metastrongylus spp.* は一括したが、これには *M. elongatus*、*M. salmi*、*M. asymmetricus*、*M. pudendotechus* の 4 種が含まれている。また、胃粘膜や粘液中に寄生している毛細線虫科線虫 *Capillarid spp.* についても一括したが、これには *Aonchotheca suis*、*Aonchotheca riukiensis*、*Aonchotheca sp.* の 3 種が区別された (戸田・佐藤 2010)。今回の検査対象個体の中から毛細線虫が多数寄生していた 14 頭を選び、*A. suis*、*A. riukiensis*、*Aonchotheca sp.* の寄生率をみるとそれぞれ 64.3%、78.6%、14.3%であった。これら 3 種について、以下に形態学的特徴を記す。

表2 兵庫県産ニホンイノシシから検出された寄生蠕虫*

生活環境の汚染や中間宿主となる動植物の喫食を介して人獣共通寄生虫の原因となる可能性を持つ寄生虫については下線を引いた。

臓器	種名	最大回収 虫体数		県北部		県中部		県南部		淡路島		飼育個体(県中部)	
		♂ (5)	♀ (12)	♂ (21)	♀ (26)	♂ (31)	♀ (22)	♂ (3)/♀ (1)	♂ (6)	♀ (5)			
気管支(肺)	<i>Metastrongylus</i> spp.**	247	3 (60.0)	6 (50.0)	15 (71.4)	24 (92.3)	21 (67.7)	12 (54.5)	0	0	0	0	0
胆管(肝臓)	<i>Aspermic Fasciola</i> sp.	2	0	0	1 (4.8)	2 (7.7)	0	0	0	0	0	0	0
腎臓・周囲脂肪組織	<i>Stephanurus dentatus</i>	20	0	0	5 (23.8)	4 (15.4)	0	1 (4.5)	0	0	0	0	0
食道(粘膜内)	<u><i>Gongylonema pulchrum</i></u>	4	0	0	1 (4.8)	4 (15.4)	1 (3.2)	0	0	0	0	0	0
胃	<u><i>Gnathostoma doloresi</i></u>	11	3 (60.0)	7 (58.3)	10 (47.6)	18 (69.2)	18 (58.1)	12 (54.5)	0	1 (16.7)	0	0	0
	<i>Physicocephalus sexualtus</i>	168	5 (100)	10 (83.3)	15 (71.4)	21 (80.8)	17 (54.8)	9 (40.9)	0	1 (16.7)	1 (20.2)	0	0
	<i>Ascarops strongylina</i>	429	5 (100)	9 (75.0)	12 (57.1)	16 (61.5)	29 (93.5)	16 (72.7)	2 (50.0)	3 (50.0)	1 (20.0)	0	0
	<i>Ascacrops dentata</i>	512	0	0	1 (4.8)	3 (11.5)	21 (67.7)	11 (50.0)	0	1 (16.7)	0	0	0
	<i>Hyostromylus rubidus</i>	1	0	0	1 (4.8)	0	0	1 (4.5)	0	1 (16.7)	0	0	0
小腸	Capillarid spp.	214	1 (20.0)	5 (41.7)	9 (42.9)	16 (61.5)	25 (80.6)	13 (59.1)	0	4 (66.7)	1 (20.0)	0	0
	<u><i>Ascaris suum</i></u>	12	4 (80.0)	5 (41.7)	7 (33.3)	15 (57.7)	8 (25.8)	2 (9.1)	0	0	0	1 (20.0)	0
	<i>Globocephalus samoensis</i>	857	2 (40.0)	5 (41.7)	17 (81.0)	26 (100)	28 (90.3)	14 (63.6)	0	2 (33.3)	1 (20.0)	0	0
	<i>Globocephalus longemucronatus</i>	24	0	2 (16.7)	5 (23.8)	6 (23.1)	16 (51.6)	7 (31.8)	1 (25.0)	0	0	0	0
	<u><i>Strongyloides ransomi</i></u>	65	1 (20.0)	0	3 (14.3)	2 (7.7)	4 (12.9)	3 (13.6)	0	0	0	0	0
	<i>Pseudanoplocephalus nipponensis</i>	109	0	2 (16.7)	1 (4.8)	1 (3.8)	9 (29.0)	8 (36.4)	0	3 (50.0)	2 (40.0)	0	0
大腸	<i>Burgetia diducta</i>	398	4 (80.0)	12 (100)	18 (85.7)	25 (96.2)	26 (83.9)	17 (77.3)	3 (75.0)	2 (33.3)	1 (20.0)	0	0
	<i>Oesophagostomum watanabei</i>	159	3 (60.0)	7 (58.3)	15 (71.4)	22 (84.6)	21 (67.7)	15 (68.2)	2 (50.0)	2 (33.3)	1 (20.0)	0	0
	<i>Oesophagostomum dentatum</i>	39	0	0	1 (4.8)	0	3 (9.7)	1 (4.5)	0	0	0	0	0
	<u><i>Trichuris suis</i></u>	27	0	1 (8.3)	7 (33.3)	15 (57.7)	3 (9.7)	2 (9.1)	1 (25.0)	1 (16.7)	0	0	0

* 感染個体数(感染%)をそれぞれ示す。

** *M. elongatus*, *M. salmi*, *M. asymmetricus*, *M. pudenotectus* 4種を個別に区別していない。

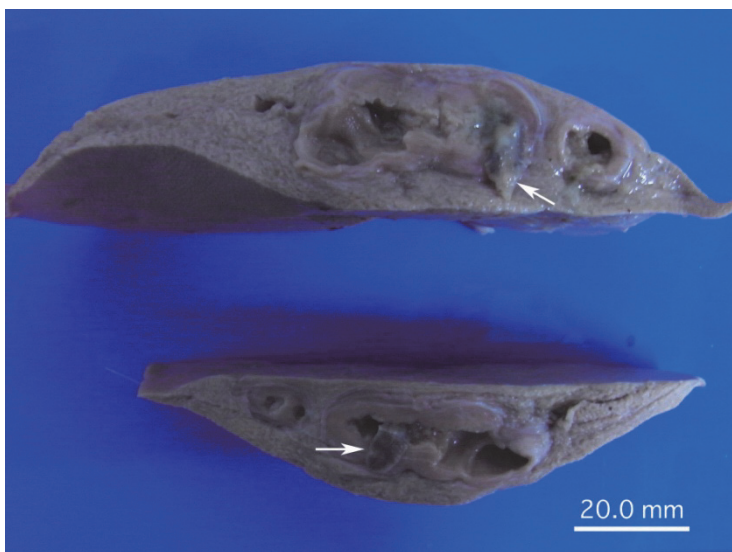


図1. イノシシ胆管に寄生する単為生殖型肝蛭 *aspermic Fasciola* sp. (白矢印)。

今回の調査ではもっぱら丹波地域のイノシシ(9頭中3頭)で検出された。胆管壁の肥厚が顕著である。ホルマリン固定標本(W10087)。

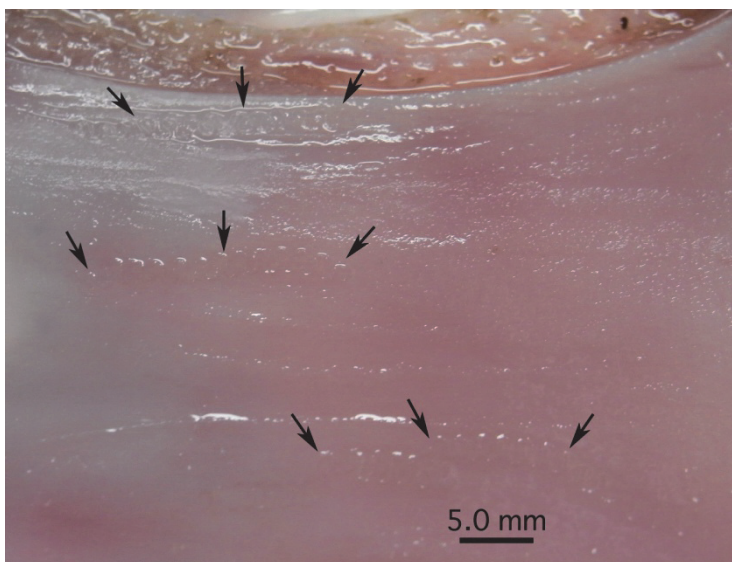


図2. イノシシ食道粘膜内にジグザグを描いて寄生する美麗食道虫 *Gongylonema pulchrum* 3隻(3つの矢印で1虫体を示す)。

今回の調査では丹波地域のイノシシで高率に検出された(38頭中5頭)。生標本(W10020)。

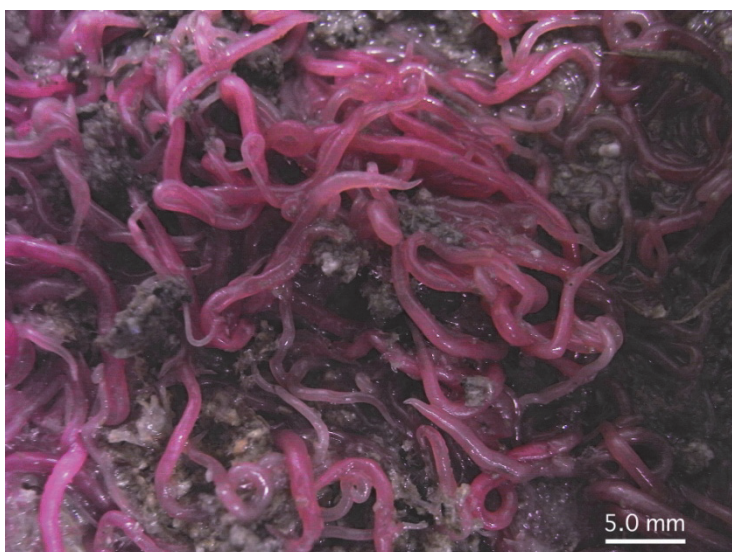


図3. イノシシ胃内に寄生する有齒豚胃虫 *Ascarops dentata*。

今回の調査では、阪神地域で高率に検出され(53頭中32頭)、但馬地域(17頭)では感染個体なし、丹波地域では47頭中4頭のみにとどまった。本例では寄生数512隻を数えた。生標本(W09072)。

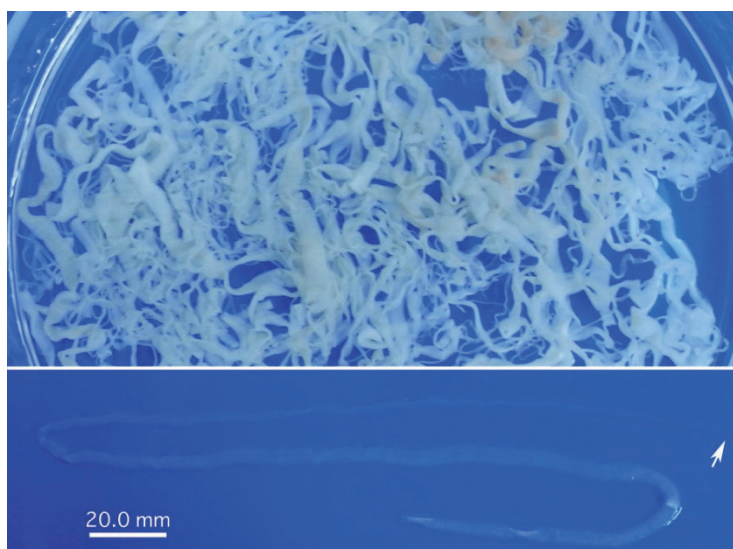


図4. イノシシ小腸に寄生する日本偽裸頭条虫 *Pseudanoplocephala nipponensis*. 下の写真は1隻の頭節(矢印)から受胎片節に至るストロビラを示す。今回の調査では、阪神地域で頻りに検出され(53頭中17頭)、但馬・丹波地域では64頭中4頭のみにとどまった。本例では寄生数61隻を数えた。生標本(W09066)。

(1) *Aonchotheca suis* (Yamaguti 1943)

雄虫 (n=8) : 体長 11.89–13.53 (13.02 ± 0.01) mm、食道部の長さ 4.60–5.89 (5.16 ± 0.43) mm、最大体幅 0.054–0.074 (0.067 ± 0.007) mm。食道部 : 腸管部の比は 1 : 1.30–1.69 (1.53 ± 0.14)。尾端の左右両側腹面寄りには前後2対の突起が生じ、やや前方へ向かう(図5)。前側の1対は単純な指状で、後ろ側の1対は先端が前方へ屈曲してハンマー状を呈する。この突起に、よく発達した尾側翼の遠位端および尾端背側の尾嚢が付着している。交接刺は線状で中等度に硬化し、長さは 0.75–0.82 (0.79 ± 0.02) mm、遠位端はランセット状を呈する。尾側翼と交接刺鞘には横に細く線條が入り、交接刺鞘は無棘である。

雌虫 (n=23) : 体長 13.32–22.77 (18.65 ± 2.33) mm、食道部の長さ 4.88–6.44 (5.87 ± 0.37) mm、最大体幅 0.063–0.100 (0.083 ± 0.010) mm。食道部 : 腸管部の比は 1 : 1.64–2.93 (2.18 ± 0.34)。尾端の形状は鈍円状～円錐状である。陰門は食道・腸管結合部の 0.044–0.203 (0.139 ± 0.041) mm 後方に位置し、陰門部に目立った突起や付属物はないが、開口部前後の腹面体表に実質性およびクチクラ性の細かな凹凸があり、粗糙な表面構造を呈する(図5)。虫卵は長径が 0.050–0.070 (0.063 ± 0.003) mm、短径が 0.024–0.033 (0.028 ± 0.002) mm で、卵殻がやや厚く両極の蓋は突出し、卵殻表面は平滑で特殊な構造や紋様は見られない。

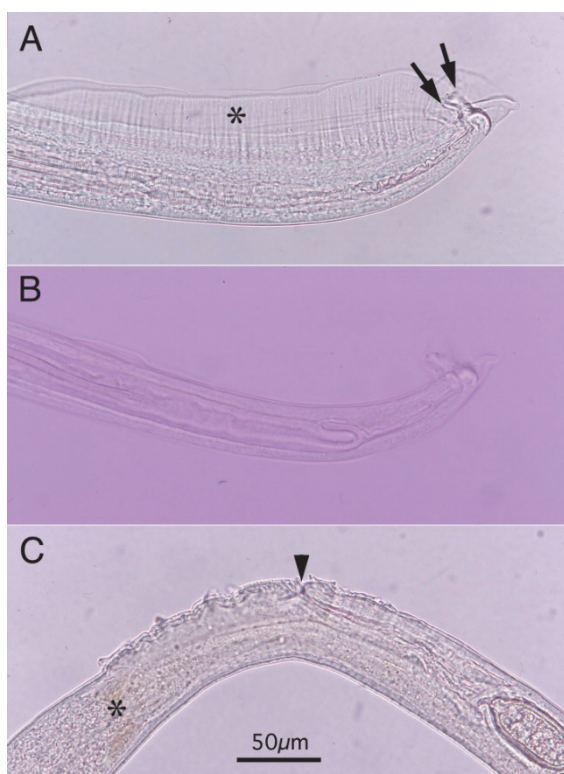


図5. イノシシの胃に寄生する毛細線虫 *Aonchotheca suis*.

(A) 雄虫尾部の側面像で、尾端近くの左右の指状突起(矢印)と尾側翼(*)を示す。

(B) 尾側翼を欠く雄虫の尾部側面像。(C) 雌虫の陰門(矢頭)周囲の側面像。食道末端部(*)に近く、陰門が開くが、その周囲の腹面はきわめて粗造で、不規則な凸凹状である。写真A~C、すべて同一倍率。

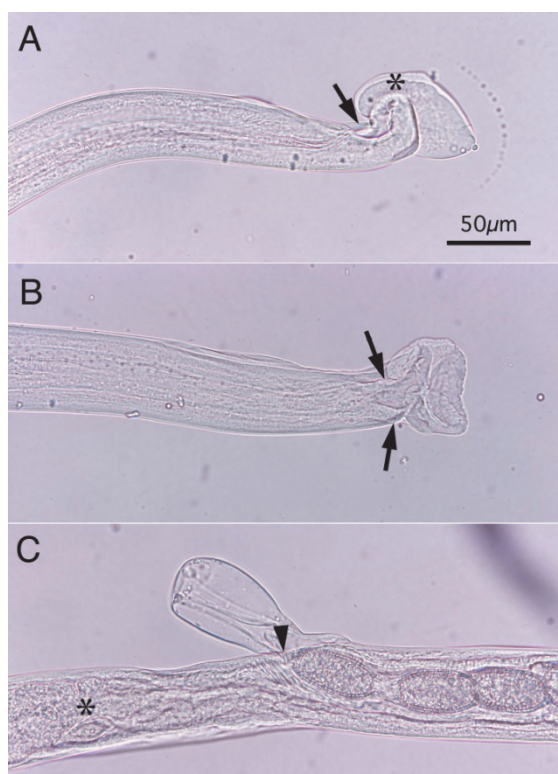


図6. イノシシの胃に寄生する毛細線虫 *Aonchotheca riukiensis*.

(A) 雄虫尾部の側面像で、尾端がハンマー状突起となって頭側に屈曲する(*)。矢印は総排泄口前縁から尾側に向かって細長い指状突起(矢印)がみられる。(B) 雄虫尾部の腹面像で、左右にみられる細長い指状突起を示す。(C) 雌虫の陰門(矢頭)周囲の側面像。食道末端部(*)に近く、陰門が開き、ベル状の付属物がある。写真A~C、すべて同一倍率。

(2) *Aonchotheca riukiensis* (Shoho & Machida 1979)

雄虫 (n=9) : 体長 7.29–13.75 (11.47 ± 2.04) mm、食道部の長さ 3.59–5.18 (4.59 ± 0.50) mm、最大体幅 0.038–0.067 (0.054 ± 0.009) mm。食道部 : 腸管部の比は 1 : 1.03–1.82 (1.49 ± 0.30)。体後端は1対のハンマー状突起となって腹側に向かい、その間には浅い裂が入る。尾端背側には指状突起に支持されてよく発達した尾嚢があり、この辺縁は粗で、表面には細い線が入って縮緬様を呈するものがある。また、肛門開口部前縁から1対の細い突起が生じて後方へ向かう。尾部の左右両側には、ごく幅の狭いクチクラ性の尾側翼が存在する(図6)。交接刺は線状でその遠位部は単調に細くなり、

長さは 0.71–1.01 (0.86 ± 0.09) mm。交接刺鞘は無棘で横に線条が入る。

雌虫 (n=34) : 体長 13.92–36.11 (27.83 ± 4.70) mm、食道部の長さ 4.38–6.27 (5.24 ± 0.45) mm、最大体幅 0.044–0.085 (0.069 ± 0.009) mm。食道部 : 腸管部の比は 1 : 2.18–5.14 (4.29 ± 0.69)。尾端の形状は鈍円状～円錐状である。陰門は食道・腸管結合部の 0–0.236 (0.104 ± 0.041) mm 後方に開口する。陰門開口部にはベル状のクチクラ性の筒が付属し、前方を向く (図 6)。虫卵は長径が 0.049–0.064 (0.059 ± 0.002) mm、短径が 0.020–0.033 (0.027 ± 0.002) mm で、卵殻表面にはマスクメロン様の網目構造を認める。

(3) *Aonchotheca* sp.

雄虫 (n=2) : 体長 6.90–7.59mm、食道部の長さ 3.21–3.70mm、最大体幅 0.050–0.061mm。食道部 : 腸管部の比は 1 : 1.05–1.15。体後端は左右 2 つの突起となって腹側へ屈曲し、その先端は小結節状または鈍な指状突起に終わる。尾端背側には発達の良い尾嚢が、尾部の左右両側には発達した尾側翼が存在し、指状突起がこれらを支持する (図 7)。交接刺は中等度に硬化し遠位部はランセット状、長さは 0.39–0.46mm。交接刺鞘は無棘で横に線条が入る。

雌虫 (n=6) : 体長 8.96–9.73 (9.22 ± 0.35) mm、食道部の長さ 2.66–3.12 (2.90 ± 0.20) mm、最大体幅 0.053–0.061 (0.056 ± 0.003) mm。食道部 : 腸管部の比は 1 : 1.90–2.39 (2.18 ± 0.18)。尾端の形状は円錐状 (図 7)。陰門は食道・腸管結合部の 0.082–0.132 (0.110 ± 0.018) mm 後方に開口する。陰門直前で実質の隆起部をクチクラが縁取り、陰門開口部にはクチクラ性の円い付属物を認める (図 7)。虫卵は長径が 0.054–0.066 (0.059 ± 0.003) mm、短径が 0.024–0.027 (0.025 ± 0.001) mm で、卵殻表面には長軸方向に走る網目状線条を認める (図 7)。

<備考>

Aonchotheca suis (Yamaguti 1943) は、山口県および和歌山県の野生のニホンイノシシの胃から分離され、*Capillaria suis* として種記載された (Yamaguti 1943)。雄虫の尾突起の特徴的な形状や雌虫の陰門部に特別な付属構造物がないこと、虫卵の卵殻表面が平滑であることなど、今回観察された特徴は原記載とよく一致する。但し、雄虫の尾側翼に関しては原記載に一切記述がなく、原記載の付図にも尾側翼は描かれていない。今回検出した虫体では殆どすべてがよく発達した尾側翼を有していた。尾側翼を伴わない虫体は和歌山県産ニホンイノシシ 1 頭から回収された雄虫 21 隻のうちの 2 隻のみであった (図 5 B)。尾側翼の有無以外の形態的特徴や計測値については、この 2 タイプの雄虫の間で差異は見られなかったこと、同時に回収した雌虫に形態学的な変異を特に指摘することはできなかったことから、尾側翼の有無に関わらず同一種 *A. suis* と考えられた。



図7. イノシシの胃に寄生する毛細線虫未記載種 *Aonchotheca* sp.

(A) 雄虫尾部の側面像で、交接刺鞘が総排泄口より翻転脱出していること(矢印)を示す。(B) 雌虫の陰門(矢頭)周囲の側面像。食道末端部(*)と陰門の中間の腹面にクチクラで縁取られた顕著な隆起(矢印)があり、また、陰門は大きなドーム型の突出物を伴う。(C) 雌虫尾部の側面像。尾端は円錐状を呈し、肛門(矢頭)は末端近くに開口する。(D) 陰門近くで産出される直前の虫卵には、長軸方向に走る線条がお互いに交叉し、不規則な網目模様を見せる。写真A~D、すべて同一倍率。

Aonchotheca riukiensis は、西表島のリュウキュウイノシシの胃から検出され種記載された(Shoho & Machida 1979)。原記載と今回の回収虫体の形態学的特徴はよく一致した。なお原記載では雄虫の肛門開口部直前の突起を正中に一本生じると記録しているが、この突起が実際には左右対象に1対存在することが今回の観察で確認された。

今回種未同定とした *Aonchotheca* sp. は雄虫が発達した尾側翼と尾囊、中等度に硬化した交接刺と無棘の交接刺鞘を有し、典型的な *Aonchotheca* 属の特徴を示した。回収した虫体の多くが変性ぎみで、雄虫、雌虫ともに観察できた標本数が少なかったが、光学顕微鏡下での形態観察の結果、この種は野生肉食動物の胃・小腸から検出された未記載 *Aonchotheca* 属毛細線虫に酷似していた(戸田・佐藤 2011)。本種と野生肉食動物の *Aonchotheca* 属毛細線虫標本の計測値はよく一致するとともに、18S rDNA 塩基配列の確認からも両者は同一種であり、また、形態学的に類似し肉食動物で一般的な *Aonchotheca putorii* とは区別されることが確認されている(戸田・佐藤 2011)。

9-4. 考察

今回、兵庫県内という限られた地域ながらも、生息環境の異なる地区で捕獲されたニホンイノシシについて寄生虫の出現頻度を比較した。但馬地域は河口に近い平野部が広がり、そこに山野が迫っている。丹波地域は、山野に富んだ環境であり、阪神地域は都市化が進む中に残された自然環境があるなど環境条件が異なっている。また、島嶼部で

ある淡路島の検査頭数は今回 4 頭と限られているが、本州部に比べて寄生虫種が限られるという予測通り、本州部では計 24 種の寄生蠕虫が確認されたのに対して、淡路島では 5 種にとどまった。この点は、今後には検体数を増すことで、より正確な実態が掴めることが期待される。飼育個体 11 頭を今回の検討に加えたのは、限定された飼育環境で寄生蠕虫による濃厚汚染が起こっている可能性を検証するためであった。実際には、検出される寄生虫種は自然個体群に比べて限られ、また、寄生数も特段に多いわけではなかった。捕獲後の飼育にあたって、駆虫剤の投与等どのような管理が行われたのかは不明である。

西表島あるいは奄美大島のリュウキュウイノシシについては蠕虫全般の寄生状況について報告されているが (Shoho & Machida 1979; 内田ほか 1984)、ニホンイノシシについては特定種に注目した寄生状況調査がほとんどであり、本州地域の野生個体群間比較による寄生虫相の記録は最近までなかった。Sato *et al.* (2008) は、和歌山県産 20 頭、兵庫県産 9 頭について検討し、線虫 17 種、条虫 1 種、横隔膜筋肉に被囊する壺型吸虫 *Pharyngostomum cordatum* メタセルカリアを報告している。和歌山県産イノシシ 1 頭の大腸から新種記載された *Morgascaridia kugii* は別としても、豚腸結節虫の寄生が、和歌山県産イノシシでは 20 頭中 11 頭 (55%) であったのに対し、兵庫県産イノシシ 9 頭では検出されなかった。ただし兵庫県産イノシシの標本数が少なかったため、当時は地域差の検討が十分にできなかった。今回、兵庫県の但馬地域 (17 頭)、丹波地域 (47 頭)、阪神地域 (53 頭) と充実した標本数で検査を進めることで、地域性を検討できた。豚腸結節虫は、但馬地域では寄生個体がなく、丹波地域で 47 頭中 1 頭 (2.1%)、阪神地域でも 53 頭中 4 頭 (7.5%) にとどまり、兵庫県下のイノシシではごく稀な寄生虫種であることが再確認された。一方、前回の調査 (Sato *et al.* 2008) を含めニホンイノシシからは未確認であった有歯豚胃虫が、阪神地域に分布する個体で高率 (60.4%) に検出された。同じ県内でも、丹波地域 8.5%、但馬地域 0% であることから、極めて限局的な分布状況である。最近になって、山口県で捕獲されたイノシシからも検出例が複数記録されており (未公表データ)、ニホンイノシシ自体が過去からもっていた寄生虫種である可能性も出てきたが、どのような経緯で、地理的連続性を欠いた現在の分布となっているのか、兵庫県、山口県以外の地域でも調査が進むことによって、その特有な分布の糸口が見つかることを期待したい。

有歯豚胃虫に加え、今回、国内のイノシシから初めて美麗食道虫が検出された。イラン産イノシシでは高率な寄生が報告され (Eslami & Farsad-Hamdl 1992)、また、合衆国の家畜として飼養されるブタや野生化ブタでも高い寄生率が報告されていることから (Zinter & Migaki 1970; Smith *et al.* 1982)、動物種として高い感染感受性をもつことが推測される。しかしながら、今回の調査では本州部 117 頭中 5 頭 (4.3%) にとどまり、淡路島産 4 頭からの検出はなかった。合衆国の野生ブタを調べた Coombs & Springer (1974) は、舌からの検出率が高く (6/9)、食道からの検出率は低い (1/10) ことを報告している。今回の検査は食道粘膜に限られていたことから、実際の寄生率は

今回の結果以上に高い可能性も十分にある。あるいは、今回のイノシシ寄生虫調査と同時期に実施したホンシュウジカの調査でも個体群もしくは生息地域により感染率に大きな違いがあったことから（佐藤 2009; Makouloutou *et al.* 2013）、同様の要因で、今回検査したイノシシでの感染率は実際に低かった可能性もある。結果で記したように、Makouloutou *et al.* (2013) において分子系統学的解析の詳細を報告している。国内の美麗食道虫は食糞性甲虫を中間宿主として、野生動物であるシカやイノシシを終宿主とする森林型の生活環を取る系統と、ウシを終宿主とする家畜型の生活環を取る系統があることが判明してきている（佐藤 2009）。

兵庫県下での豚腎虫の感染状況については、前報（Sato *et al.* 2008）ではたまたま感染していたイノシシ 1 頭を確認したが、感染率としてどのような状況にあるのかは明確にできていなかった。今回も室内での検査は実施されていないが、解体現場での肉眼・触診での確認で感染の有無を記録し、感染個体から虫体の収集を行った。その結果、表 2 に示すように丹波地域では 47 頭中 9 頭（19.1%）の寄生があったものの、県内の他地域に生息する個体群ではほとんど感染がなかった。なお、和歌山県産のイノシシではごく一般的な寄生虫であった（感染率 55%: Sato *et al.* 2008）。本種幼虫は体内に入って 3 回脱皮した後に肝臓に入って、その実質内で発育し、再び腹腔内に出てから最終寄生部位である腎臓もしくはその周囲の脂肪組織に移動する。和歌山県産イノシシでは、肝臓に虫道に起因する結合組織増生や腹膜炎と関連した線維索性肝被膜炎がしばしば観察されたが、兵庫県産イノシシにおいては、豚腎虫寄生に伴う病変はほとんど確認されていない。低い感染率を反映した解剖肉眼所見であると考え、今回の寄生虫回収状況とよく符合する。

イノシシの解剖において、胃壁に穿孔し寄生部位を肥厚させるドロレス顎口虫は目立つ。本種はブタ・イノシシを固有宿主として胃壁に成虫が寄生し、第 1 中間宿主はケンミジンコ、第 2 中間宿主は両生類（サンショウウオ、カエル、イモリ等）や魚類、待機宿主がヘビ類である（宮崎・藤 1988）。宮崎県を中心に九州地方では溪流魚ヤマメ料理を原因とした人への感染例（皮膚爬行症）が報告されている（赤羽 1999）。今回、兵庫県の本州部では地域を問わず高い感染率が確認されたことから、イノシシの生息地には広くドロレス顎口虫が分布していることが明らかとなった。第 2 中間宿主や待機宿主を喫食する機会がある場合には、その加熱処理が不十分であった場合、皮膚爬行症が引き起こされる危険性があることに留意する必要がある。

国内農家での家畜としてのブタの飼養形態は近年大きく変化し、本研究で扱った寄生蠕虫の多くが養豚現場で看過できない問題であった過去が遠い昔話になっている。管理されたコンクリート床の飼育舎での飼養は、その生活環維持に中間宿主を必要とする寄生蠕虫や外界での虫卵発育が必要な寄生蠕虫の感染防止策となってきた。オガクズ発酵豚舎の普及により豚鞭虫が致命的な感染を引き起こしたように（平 1989）、特定種においては人工環境が逆に寄生蠕虫に好適な生育・伝播機会を創出することもある。食肉としての付加価値をつけるために、自然の中で育った豚の飼育（放養）も国内で試みら

れている。しかし豚では過去の病気であったはずの寄生蠕虫症は、野生イノシシではしっかりと国内でも生活環が維持されている。そのためイノシシを保虫宿主として十分に考慮し、家畜飼育エリアとイノシシ生息域との接点がないように注意することも忘れてはならない。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、ご協力いただいた猟友会の皆様に厚く御礼申し上げます。また、本研究の一部は JSPS 科研費 22580349、25450478 の助成を受けた。

引用文献

- 赤羽啓栄. 1999. 顎口虫・剛棘顎口虫・ドロレス顎口虫. 日本における寄生虫学の研究 7. 大鶴正満・亀谷 了・林 滋生編, pp.475-495. (分担執筆). 財団法人目黒寄生虫館, 東京.
- Chinose, S., Itagaki, H., Hoshino, C. and Imaoka, H. 1984. Three species of *Metastrongylus* lung worms from a wild boar on Oriomote Island (Nematoda: Strongyloidea). Bulletin of Azabu University Veterinary Medicine 5: 109-118.
- Coombs, D. W. and Springer, M. D. 1974. Parasites of feral pig X: European wild boar hybrids in southern Texas. Journal of Wildlife Diseases 10: 436-441.
- Eslami, A., and S. Farsad-Hamdl, S. 1992. Helminth parasites of wild boar, *Sus scrofa*, in Iran. Journal of Wildlife Diseases 28: 316-318.
- Gari-Toussaint, M., Tieulié, N., Baldin, J. L., Dupouy-Camet, J., Delaunay, P., Fuzibet, J. G., Le Fichoux, Y., Pozio, E. and Marty, P. 2005. Human trichinellosis due to *Trichinella britovi* in southern France after consumption of frozen wild boar meat. Eurosurveillance 10: 117-118.
- 市川まどか・板垣 匡. 2013. アジアにおける単為生殖型肝蛭の伝播. 日本寄生虫学会誌, 12: 71-79.
- Kamiya, M., Suzuki, H. and Hayashi, Y. 1977. *Macracanthorhynchus hirudinaceus* (Pallas, 1781) from a wild boar, *Sus scrofa riukiuanus* on Amami Island, southern Japan. Japanese Journal of Parasitology 26: 260-264.
- Makoukoutou, P., Setsuda, A., Yokoyama, M., Tsuji, T., Saita, E., Torii, H., Kaneshiro, Y., Sakaki, M., Maeda, K., Une, Y., Hasegawa, H. and Sato, H. 2013. Genetic variation of *Gongylonema pulchrum* from wild animals and cattle in Japan based on ribosomal RNA and mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I genes. Journal of Helminthology 87: 326-335.
- Miyazaki, I. and Habe, S. 1976. A newly recognized mode of human infection with the

- lung fluke, *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878). *Journal of Parasitology* 62: 646-648.
- 宮崎一郎・藤 幸治. 1988. 図説人畜共通寄生虫症. 816pp. 九州大学出版会, 福岡.
- Miyazaki, I., Terasaki, K. and Iwata, K. 1978. Natural infection of muscle of wild boars in Japan by immature *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878). *Journal of Parasitology* 64: 559-560.
- Morita, T., Haruta, K., Shibata-Haruta, A., Kanda, E., Imai, S. and Ike, K. 2007. Lung worms of wild boars in the western region of Tokyo, Japan. *Journal of Veterinary Medical Science* 69: 417-420.
- 村田浩一. 1988. 神戸市近郊の野生イノシシのトキソプラズマ抗体保有状況. *日本獣医師会誌*, 41: 811-813.
- Nawa, Y. and Imai, J.-I. 1989. Current status of *Gnathostoma doloresi* infection in wild boars captured in Miyazaki Prefecture, Japan. *Japanese Journal of Parasitology* 38: 385-387.
- Noda, R. 1973. A new species of *Metastrongylus* (Nematoda) from a wild boar with remarks on other species. *Bulletin of University Osaka Prefecture, Ser. B.* 25: 21-29.
- Pérez-Martín, J. E., Serrano, F. J., Reina, D., Mora, J. A. and Navarrete, I. 2000. Sylvatic trichinellosis in southwestern Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 36: 531-534.
- 佐藤 宏. 2007. イノシシの内臓寄生虫. 田辺市鳥獣害調査研究報告書, 田辺市鳥獣害対策協議会編, pp.41-52 (分担執筆). 和歌山県田辺市.
- 佐藤 宏. 2009. 美麗食道虫 (*Gongylonema pulchrum* Molin, 1857) とその伝播-宿主域は本当に広いのか?-. *山口獣医学雑誌*, 36: 31-54.
- Sato, H., Suzuki, K. and Yokoyama, M. 2008. Visceral helminthes of wild boars (*Sus scrofa leukomystax*) in Japan, with special reference to a new species of the genus *Morgascaridia* Inglis, 1958 (Nematoda: Schneidernematidae). *Journal of Helminthology* 82: 159-168.
- Shoho, C. and Machida, M. 1979. Nematode parasites of wild boar from Iriomote Island, Japan. *Bulletin of National Science Museum, Ser. A. (Zool.)* 5: 235-247.
- Smith, H. M., Davidson, W. R., Nettles, V. F. and Gerrish, R. R. 1982. Parasitisms among wild swine in the south-eastern United States. *Journal of American Veterinary Medical Association* 181, 1281-1284.
- 平 詔亨. 1989. 発酵オガクズ豚舎と内部寄生虫症. *日本豚病研究会報*, 16: 5-9.
- Takaoka, H., Yanagi, T., Daa, T., Anzai, S., Aoki, C., Fukuda, M., Uni, S. and Bain, O. 2005. An *Onchocerca* species of wild boar found in the subcutaneous nodule of a resident of Oita, Japan. *Parasitology International* 54: 91-93.

- Thompson, J. D., Higgins, D. G. and Gibson, T. J. 1994. CLUSTAL W: Improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, positions-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research* 22: 4673-4680.
- 戸田正枝・佐藤 宏. 2010 . ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*) の胃に寄生する4種の毛細線虫. 獣医寄生虫学会誌, 9: 76.
- 戸田正枝・佐藤 宏. 2011 . 野生肉食動物の消化管寄生毛細線虫種の形態型と遺伝子型の関連性. 獣医寄生虫学会誌, 9: 127.
- 内田紀久枝・内田明彦・板垣 博. 1984 . 奄美群島の蠕虫相 (2) リュウキュウイノシシ *Sus scrofa riukiuanus* の蠕虫類. *Bulletin of Azabu University Veterinary Medicine* 5: 119-131.
- Uni, S., Bain, OI, Takaoka, H., Miyashita, M. and Suzuki, Y. 2001. *Onchocerca dewittei japonica* n. subsp., a common parasite from wild boar in Kyushu Island, Japan. *Parasite* 8: 215-222.
- Watanobe, T., Okumura, N., Ishiguro, N., Nakano, M., Matsui, A., Sahara, M. and Komatsu, M. 1999. Genetic relationship and distribution of the Japanese wild boar (*Sus scrofa leucomystax*) and Ryukyu wild boar (*Sus scrofa riukiuanus*) analysed by mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* 8, 1509-1512.
- Yamaguti, S. 1943. Study on the helminth fauna of Japan. Part 43. Mammalian nematodes, IV. *Japanese Journal of Zoology* 10: 427-454.
- Yamaguti, S. 1961. *Oesophagostomum watanabei* n. sp. (Nematoda, Strongylidae) from a Japanese wild boar. *Journal of Helminthology* 35: 203-206.
- Zinter, D. E. and Migaki, G. 1970. *Gongylonema pulchrum* in tongues of slaughtered pigs. *Journal of American Veterinary Medical Association* 157: 301-303.

第 10 章

六甲山イノシシ問題の現状と課題

辻 知香¹・横山真弓^{1,2}

要 点

- ・ 六甲山系南側の市街地で発生しているイノシシ問題の対策の検討に向けて、六甲山イノシシに関わる過去の資料、ヒアリング、森林動物研究センターの蓄積データをまとめた。
- ・ 出沒・被害発生最大の原因であるイノシシの餌付け行為は、1965 年には確認されていた。当時からすでに人慣れしたイノシシによる被害が発生しており、被害防止のための有害捕獲も実施されていた。つまり六甲山イノシシ問題は約 50 年間続いている。
- ・ かつての六甲山は、過剰な材木利用によってはげ山となり、野生動物が生息できる環境ではなかった。1900 年代の積極的な植林事業により、現在は広葉樹が優占する、イノシシの好適な生息環境へと変化している。
- ・ 神戸市は 2002 年にイノシシの餌付け禁止条例を施行し、2004 年に餌付け禁止の規制区域を設置した。これらの施策の効果はみられたものの、餌付け行為の根絶が難しく、近年、苦情・通報件数や有害捕獲数は増加傾向にある。
- ・ イノシシにとって好適な生息環境に変化した六甲山では、生息数が減少する要因は極めて少なく、また、餌付け行為が続く限りイノシシの市街地出沒と被害発生はなくなることが考えられる。今後も都市住民への普及啓発の推進とともにイノシシの捕獲体制の確保が求められる。

Key words : 六甲山、餌付け行為、植生変遷、苦情・通報、捕獲対応

10-1. はじめに

野生動物と人との軋轢問題は、近年、これまで発生なかった都市環境でも勃発している。都市環境における野生動物の出沒や被害の発生件数は全国的に増加傾向にあることから、問題は一時的あるいは例外的な現象ではなく、確実に都市環境へ波及してきているといえる。人口密度が高く交通量の多い都市環境では、中山間地域の状況とは全く異なる事態が発生している。たとえば、野生動物が、予想し得ない交通量の多い場所や緑地環境のない場所に突発的に出沒している（札幌市 2010 ; 辻・横山 2012）。また、人口が密集しているため、人身被害や交通事故など人の生命に直接関わる緊急的かつ深

¹兵庫県森林動物研究センター・²兵庫県立大学自然・環境科学研究所

刻な被害の危険性が挙げられている（札幌市 2010；香川県 2011）。都市環境ならではの問題が想定され、その場限りの対応ではなく、体系立てた野生動物への対応・対策の仕組みを構築することが急務である（辻・横山 2012）。

兵庫県では、阪神地域の市街地に野生動物が出没し、被害が発生している。とくに神戸市、芦屋市、西宮市の六甲山系南側斜面の地域におけるニホンイノシシ（*Sus scrofa leucomystax*；以下イノシシ）の問題は深刻である。六甲山のイノシシ問題の発端は、イノシシへの餌付け行為である（神戸市 2002）。餌付け行為により人慣れしたイノシシが、人工物に執着し、ゴミを荒らしたり、人を襲ったりしている。これまで神戸市を中心として対策が実行されてきているが（神戸市 2002；神戸市 2005）、根本的な原因である餌付け行為の根絶が難しいため、被害がなくなる。人慣れした問題個体が捕獲されて一時的に出没や被害が収まっても、餌付け行為により、再び別の人慣れ問題個体が出現して被害が再発するという繰り返しである。

これまで六甲山およびイノシシに関しては、多くの書籍に記載されている。そこで本稿ではとくに、市街地に出没するイノシシの被害問題に焦点をあて、六甲山イノシシの出没・被害の低減に向けた抜本的な対策の検討を行うことを目的とする。中でもこれまでのイノシシへの餌付け行為自体の状況に加え、被害と捕獲等の対策状況、出没個体が生息している六甲山系の植生の歴史的な変遷の状況に着目する。

10-2. 集約資料

本稿では、六甲山イノシシに関わる書籍や資料、関係者へのヒアリング、2009 年以降の森林動物研究センターの対応記録を元にまとめた。各項目で利用した資料を以下に示す。

「10-3. 神戸市の区域、鳥獣保護区の分布とイノシシの捕獲形態」では、第 1 1 次鳥獣保護事業計画書（兵庫県 2012）と森林動物研究センターに蓄積されている兵庫県のベースマップを利用した。「10-4. 六甲山イノシシの餌付け行為、被害、捕獲の歴史」では、六甲山イノシシの餌付け行為に関する書籍（田中 1986）、神戸市の条例に関する資料（神戸市 2001；神戸市 2002；神戸市 2005）、関係者のヒアリングをまとめた。六甲山の植生に関しては、2012 年 4 月に神戸市建設局公園砂防部六甲山整備室が発行した「六甲山森林整備戦略」に詳しい（神戸市 2012）。そこで「10-5. 六甲山系の植生変遷」では、この資料を参照し、イノシシ管理に関わる部分に絞って要約した。また植生図の作成には、大日本帝國陸地測量部発刊の 5 万分の 1 地形図（1900 年代の植生図）、国土地理院発刊の 5 万分の 1 地形図（1950 年代の植生図）、環境省生物多様性センター発行の自然環境保全基礎調査「第 2-5 回と第 6-7 回植生調査重ね合わせ植生図（5 万分の 1 と 2 万 5 千分の 1）」（1980 年代と 2000 年代の植生図）を使用した。「10-6. 餌付け行為と被害の実態」では、2009 年以降に森林動物研究センターが調査、分析した記録をまとめた。「10-7. 住民の苦情・通報と有害捕獲状況」では、第 2 期イノシ

シ保護管理計画の資料（兵庫県 2012）と森林動物研究センターに蓄積されている有害捕獲情報をまとめた。「10-8. 対策状況」では、神戸農林水産事務所が実施した六甲山イノシシ対策事業の報告書を引用した。

10-3. 神戸市の区域、鳥獣保護区の分布とイノシシの捕獲形態

神戸市は、政令指定都市であり 9 つの区に分かれる（図 1）。六甲山系は、神戸市の中央を東西に横断している。六甲山系より南側の瀬戸内海に面する東灘区、灘区、中央区、兵庫区、長田区、須磨区、垂水区では、住宅地や商業施設が立ち並び人口密度が高い。この中で、市街地におけるイノシシ被害がとくに深刻なのは、東灘区、灘区、中央区の 3 区である。一方で、六甲山系より北側の北区、西区には農地や山林が広がり、南側に比べて人口密度は低い。この 2 区では主にイノシシによる農業被害が発生している。

六甲山系は、1956 年に瀬戸内海国立公園に編入された。現在、約 9,000ha の面積のうち 5,440ha が鳥獣保護区、そのうち 138ha が鳥獣保護区特別地域に指定されている（図 1；兵庫県 2012）。六甲山系南側では、森林のほぼ全てが鳥獣保護区になるため、狩猟が禁止されており、捕獲は年間を通じてすべて有害捕獲となる。また銃器の使用が禁止されているため、捕獲方法はわなに限られる。これに対して六甲山系北側については、一部鳥獣保護区が入るもののほとんどが狩猟可能地域であり、銃猟が可能な地域もある（図 1）。

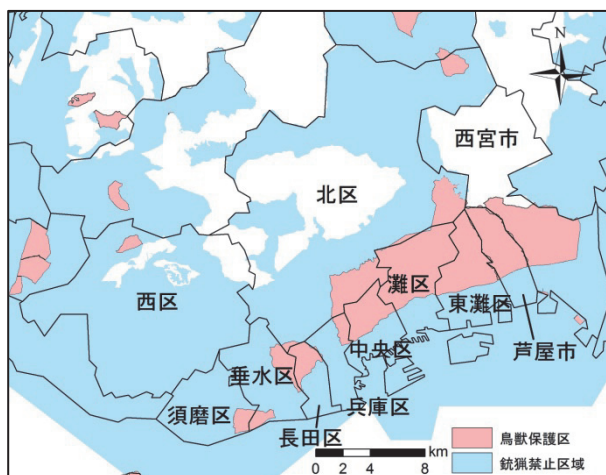


図 1 神戸市各区の立地と鳥獣保護区、銃猟禁止区域の分布

以上の通り、神戸市内においても六甲山系南側の地域では市街地に出没するイノシシ被害の防止のためのわなによる有害捕獲、六甲山系北側の地域では農作物被害対策のための有害捕獲および狩猟と、地域によって被害のタイプ、捕獲目的や捕獲方法が異なる。

10-4. 六甲山イノシシの餌付け行為、被害、捕獲の歴史

六甲山におけるイノシシへの餌付け行為、イノシシの被害と有害捕獲に関わる出来事を図 4 の年表にまとめた。

1960～1970 年代

イノシシへの餌付け行為が最初に始まった時期は定かではないが、今から約 50 年前の 1965 年には行われていた。当時からすでに餌付け行為の影響で、イノシシが市街地

に出没し被害を発生させていた（神戸市 2001）。また 1979 年には、芦屋市の高座の滝や付近の砂防堰堤にて地元の登山者による餌付け行為が始まった。これらの場所が、大規模な餌付け場所として問題となる芦屋イノシシ村である（図 2；田中 1986）。1960～70 年代は、野生動物が希少な存在であったことから（横山 2014）、間近でイノシシを見ることが出来る場所として、六甲山でのイノシシの餌付け行為は広まったと考えられる。当時は、人慣れイノシシを研究対象としていた報告もあり（Hirovani & Nakatani 1987; Nakatani & Ono 1994）、野生動物に対する餌付け行為が公然と善意として行われていたと推察される。

その一方で、イノシシ被害の防止のために兵庫県猟友会の東灘、灘、摩耶、葺合の四支部からなる「表六甲有害鳥獣駆除班」が編成され、六甲山系でイノシシ捕獲が実施されていた（図 3）。

当時は犬を使った銃器による捕獲が主であった。

1980～1990 年代

度重なるイノシシ被害の発生を受け、行政的に餌付け行為の注意喚起が行われた。しかし芦屋イノシシ村など六甲山系各地で、行政の注意を無視した餌付け行為が続けられた。その影響でイノシシの被害や苦情の件数は急増し、被害地域も拡大した。有害捕獲については、猟犬による事故の発生や住民からの銃猟に対する非難の増加を受けて、1980 年代に捕獲手段が銃器からわなに切り替わった。1980 年代後半のイノシシ被害の深刻化と餌付け行為の継続を受けて、1992 年に神戸市が、イノシシへの餌付けの禁止を定める条例制定に向けて調整を始めた。

2000～2010 年代

2002 年 5 月 1 日にイノシシへの餌付けを禁止する全国初の条例として、「神戸市いしのししの出没及びいしのししからの危害の防止に関する条例」、いわゆる「イノシシ餌付け禁止条例」が施行された。条例では、イノシシへの餌付け行為と餌となりうるごみの放棄の禁止が定められた。条例違反者への措置としては、市からの指導・勧告が定められ、罰則は設けられなかった（神戸市 2002）。施行当初は、条例の適用範囲を全市対象とし



図 2 イノシシ村が存在した場所



図 3 表六甲有害鳥獣駆除班の活動

ていたが、2004年に条例違反と被害が深刻な地域に的を絞って対策を強化するために、規制区域が設定された。規制区域には東灘区と灘区の一部地域が指定された（神戸市2005）。規制区域外であった中央区にて、2011年に餌付けにより人慣れしたイノシシが人身被害を多発させた。これを受けて、2012年に中央区の一部地域も規制区域に加えられた。

西宮市においても、2013年4月1日に、「西宮市いのしし餌やり禁止条例」が施行された。神戸市の条例と同様に餌やりを禁止する区域を設定し、その区域内での条例違反者に対しては、市からの勧告措置が定められた（西宮市2013）。

近年実施されている六甲山イノシシ特有の対策として、イノシシ緊急対策協力員（兵庫県）とイノシシ餌付け監視員（神戸市）の設置が挙げられる。2005年から始まったイノシシ緊急対策協力員制度は、イノシシが住民に危害を与える可能性が極めて高くなる緊急事態に対処するシステムである。イノシシ緊急対策協力員は、各区の猟友会支部から数名選出され、それぞれの区を管轄域として活動している。イノシシ餌付け監視員は、2011年と2012年に神戸市によるイノシシ餌付け禁止対策事業（緊急雇用就業機会創出事業として実施）の一つとして設置された。監視員は、各区が把握する餌付け場所周辺をパトロールし、餌付け者への注意・警告と周辺住民への啓発活動を実施した。

年号	餌付けに関するできごと	被害に関するできごと	対策に関するできごと
1965年		餌付けによる被害の深刻化	「表六甲有害鳥獣駆除班」によるイノシシ捕獲の実施
1979	芦屋市の高座の滝にてイノシシへの餌付け開始（芦屋イノシシ村形成）		
1982			捕獲方法を「ワナ」に指定（銃器不可）
1989		東灘区・芦屋市の山麓にて人身事故多発	
1992	神戸市が、餌付け禁止の条例化の検討を開始	被害・苦情多発	
2001	神戸市イノシシ問題検討会設置		
2002	神戸市イノシシ餌付け禁止条例施行		
2004	条例で定める規制区域として、東灘区と灘区の一部地域を指定		
2005			イノシシ緊急対策協力員の設置（2005年～現在）
2010		東灘区・芦屋市の山麓にて人身事故多発	
2011		中央区にて人身事故多発	イノシシ餌付け監視員の設置（2012, 2013年）
2012	規制区域を中央区の一部地域へ拡大		
2013	西宮市イノシシ餌付け禁止条例施行		

図4 六甲山イノシシの餌付け、被害、捕獲に関する年表

以上のとおり、六甲山イノシシの餌付け行為と被害、有害捕獲は約 50 年に渡って続いている。餌付け行為やゴミの放棄問題に対して、神戸市を中心とした根強い注意喚起の実施と餌付け禁止条例の施行により、芦屋イノシシ村の消失やゴミマナーの改善などの効果は認められた。しかし一部の住民や登山者が餌付け行為を続けているため、現在まで被害がなくなり、被害防止のための有害捕獲や緊急対応も続けられている状況である。

10-5. 六甲山系の植生変遷

六甲山系は、古くから燃料材や肥料、建築物の材木を確保するために樹木の伐採が繰り返されていた（玉起 1997；神戸市 2012）。とくに人口が増加した江戸時代後期～明治時代の過度の伐採により、六甲山ははげ山と化した（玉起 1997；和田 1997；神戸市 2012）。1900 年代の植生図では、山の中腹に広大な荒地が認められ（図 5 a）、緑地部分も灌木や草地が多かった。したがって当時の六甲山は野生動物が生存していくには不適な環境であったと推測され、実際、イノシシは確認されていなかったといわれている（三谷 2001）。はげ山となった六甲山は水源涵養力が極度に低下し、水害が頻発した（神戸市 2012）。1892 年の大水害を契機に、水害防止策として六甲山の砂防や治山工事が着工し、1902 年に植林事業が始まった。やせた土地であったため、土壌回復として根粒菌をもつヤシャブシ、砂防用としてニセアカシア、定着しやすいアカマツなどが植林された（玉起 1997；神戸市 2012）。1950 年代には、六甲山はアカマツとコナラが優占する混交林へと変化した（図 5 b；小舘 2001）。この頃から、イノシシが確認されるようになったとの記述は多い（玉起 1997；三谷 2001）。1980 年代には、荒地が消失しアカマツとコナラの混交林が広がった（図 5 c）。2000 年代以降、遷移が進んでアカマツは減少し、コナラなどの落葉広葉樹林が優占するようになった（小舘 2001；神戸市 2012）。さらに山際にはアラカシを中心とした常緑広葉樹が広がってきている（小舘 2001；図 5 d）。コナラやカシなどの堅果類は、イノシシの秋の主要な食物である（小寺ら 2013）。イノシシは、栄養価の高い堅果類を食べることで餌資源が乏しい冬季に備える。広葉樹が優先する現在の六甲山は、イノシシにとって豊富な餌環境であるといえる。

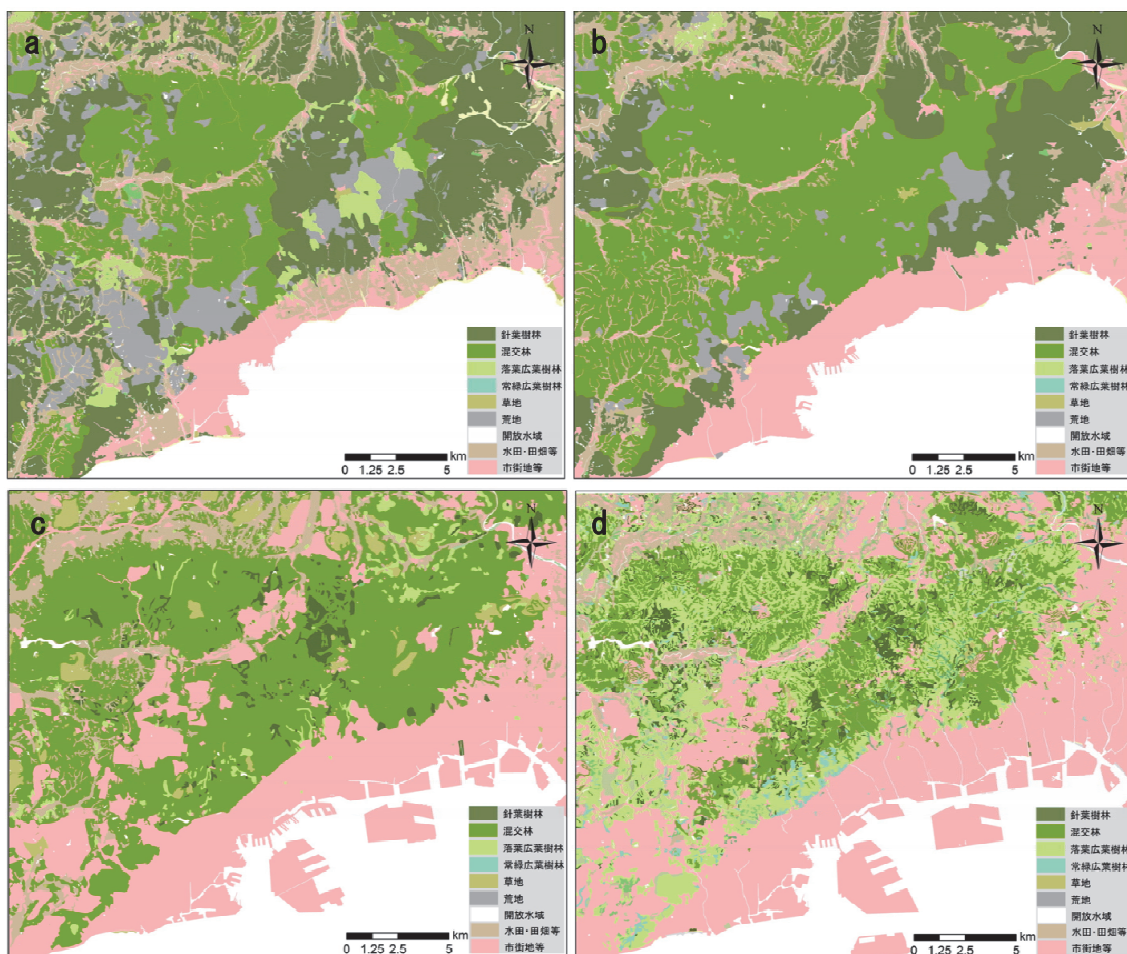


図5 六甲山周辺の植生図

a. 1900年代、b. 1950年代、c. 1980年代、d. 2000年以降の植生図

10-6. 餌付け行為と被害の実態

餌付け行為

餌付け行為がイノシシの市街地出没・被害の原因となる経緯には、イノシシの本来の食性と高い学習能力が関係する。イノシシは雑食性であるが、主には草本類や地下茎など植物質を採食し、補足的に昆虫類などの動物質、季節的に堅果類やタケノコなど栄養価の高いものを好む（朝日 1975；小寺ほか 2013）。そのため、人間が与える餌やゴミは、イノシシにとっては極端に栄養価が高いと考えられる。したがってイノシシは、人から“簡単に”、“美味しい”餌をもらえることを学習すると、山林内で自然のものを自ら探して食べることを止め、餌を得るために餌場に執着する。やがて人を恐れなくなり、市街地が安全であると学習する。最終的に人を襲うことで餌を得ることを覚える。イノシシは段階的に学習を進め、行動をエスカレートさせる。このようにして安易な餌付け行為が、人慣れ問題イノシシを作出している。

イノシシへの餌付け行為に対する問題認識は広まっているものの（神戸市 2005）、現

在も一部の住民や登山者が餌付け行為を続けている。イノシシは、本来は警戒心が強く人前に出沒しない動物であるが（江口 2003）、餌付け行為が常習的に行われている地域では、餌をもらえる日中に人前に堂々と出沒する。図6のように母イノシシが餌付けされることで、子どもから餌をもらうことを学習していると考えられる。餌付け行為の継続により、何代にもわたって人慣れ、問題イノシシが常に生み出されている状況にある。



図6 餌付けされた人慣れイノシシ親子

被害状況

六甲山系南側の市街地では、イノシシによる人身被害、交通事故（図7）や列車事故、ゴミ荒らし（図8）や敷地内侵入、糞害（図9）などが発生している。被害は、極度に人慣れした特定個体による場合と不特定個体による場合に大別される。前者の場合は、問題個体が特定の地域に高頻度に出沒を繰り返し、人身被害などの深刻な被害を発生させる傾向にある。後者の場合は、予想し得ない場所に突発的に出沒し、交通事故や列車事故を起こしたり、夜間に民家の敷地内を荒らしたりする。どちらの状況でも普段野生動物との関わりが希薄である都市住民の多くは、出沒時の対応や被害対策の方法を知らないため、被害が続発したり拡散したりしやすい。



図7 交通事故対応現場



図8 ゴミを荒らすイノシシ



図9 糞（黄丸部分）が発見された市街地

市街地での被害とは別に、六甲山麓では、餌付け行為により人慣れしたイノシシが登山者を襲う被害が散発している。

10-7. 住民の苦情・通報と有害捕獲状況

1999年から2011年において、神戸市の各区役所に寄せられたイノシシの被害に関する通報・苦情件数と神戸市内で有害捕獲されたイノシシの頭数（兵庫県 2012）を図10に示した。通報・苦情件数は、2004年をピークとして、2007年までは減少傾向にあったが、2008年以降に再び増加している。とくに2011年は、通報・苦情件数が過去最多であった。ただし2010年と2011年は、一部の地域で問題個体が出現し、出没と被害を繰り返したために苦情・通報件数が多くなったことに留意する必要がある。

神戸市全体の有害捕獲数は、2007年まで300～400頭を推移していたが、2008年に約700頭に急増した後、多いまま推移している。六甲山系南側の地域を抜き出した市街地捕獲を見ると、2007年までは200頭前後を推移していたが、2008年以降300頭前後に増加している。過去最大頭数となった2010年では市街地捕獲だけで約400頭に達している。

六甲山系のイノシシの推定生息数や生息密度は分かっていないが、近年の苦情・通報件数、有害捕獲数の増加傾向から判断すると、個体数は増加していると推測される。

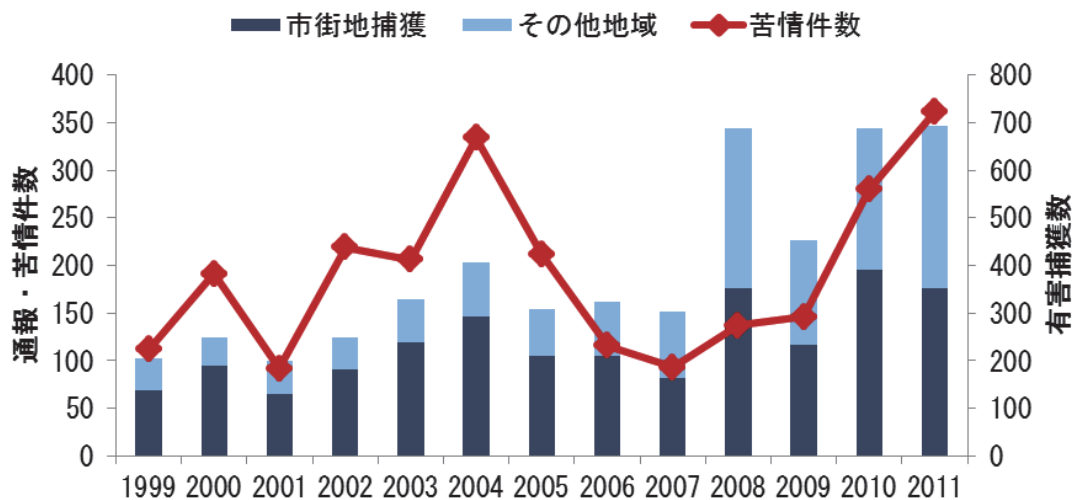


図10 神戸市内のイノシシ被害に関する苦情・通報件数

■ は市街地捕獲として、東灘区、灘区、中央区、兵庫区、須磨区で有害捕獲された頭数、■ は北区、西区で有害捕獲された頭数を示す。（長田区、垂水区では当該期間にイノシシ有害捕獲は実施されていない。）

10-8. 対策状況

餌付け禁止と被害防止の注意喚起

イノシシへの餌付け禁止の啓発や被害防止の注意喚起が、神戸市を主体に広報誌やHPなどを通じて実施されている。また餌付け行為や被害が深刻な地域には、看板の設置が進められている。餌付け者に対しては、各区の担当課による注意が地道に続けられている。このような注意喚起と普及啓発により、少しずつイノシシ問題の認識は広まっているが、餌付け行為の根絶は難しい状況にある。2011年と2012年の餌付け監視員の設置では、餌付けや被害が軽減した地域が認められるなどの効果があった。

有害捕獲と緊急対応

神戸市では、イノシシ被害の直接的な対策として、有害捕獲とイノシシ緊急対策協力員による緊急対応が実施されている。この対応時に中山間地域とは異なる都市環境ならではの弊害が発生している。有害捕獲については、銃器が使用できないだけでなく、住宅が立ち並んで土地所有が複雑であるため、わなが設置できる場所も限られていることが捕獲活動を困難にしている。さらに都市住民の捕獲に対する嫌悪感もあり、被害が発生していても住民の理解が得られない場所では捕獲が難しい状況にある。また餌付け者などにより、わなが壊されて、捕獲を妨害されることもある。したがって、捕獲従事者には様々な面での配慮と高い捕獲技術が求められる状況にある。

緊急対策協力員は、突発的なイノシシの出没や被害への対応を実施している。2008～2011年に緊急対策協力員が対応した149件の出動時間は全体では日中が多かった。しかし人身被害、交通事故、列車事故など速やかな対応が必要となる緊急性の高い出動に限ってみると、夜間・深夜の出動が多くなった(図11)。緊急に対応しなければならぬ案件ほど、対応時の負担が大きいことが示唆された。

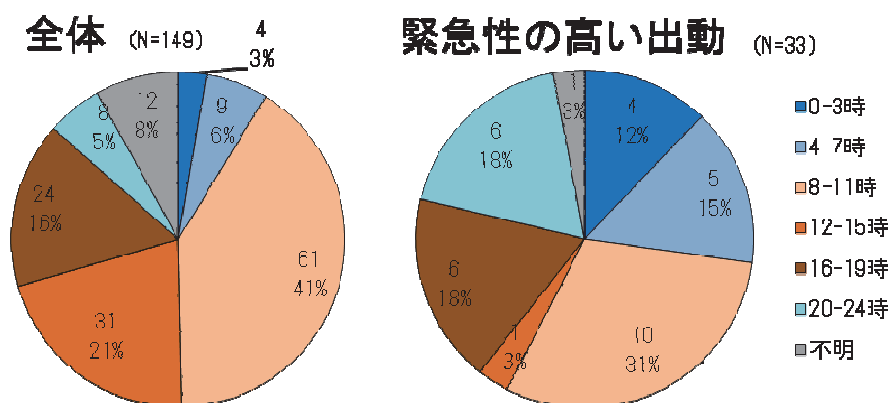


図11 イノシシ緊急対策協力員の出動時間

左は全ての対応の出動時間、右は緊急性の高いものとして、人身被害、交通事故、列車事故の対応時の出動時間を示す。(神戸農林水産事務所提供)

10-9. まとめ

餌付け問題

野生動物への餌付け問題は、六甲山イノシシだけでなく、知床国立公園のヒグマ (*Ursus arctos*)、日光市や箕面市のニホンザル (*Macaca fuscata*) などでも深刻である (箕面市 2006 ; 日光市 2009 ; 知床財団 HP)。問題の共通点の 1 つ目は、普段野生動物との関わりが少なく付き合い方を知らない人々が安易な考えで餌付けすることにある。とくに都市住民は、野生動物と犬や猫などの伴侶動物との違いが理解できず、同様の感情移入や対応を行いやすいことが指摘されている (岸本 2001; York and Andreas 2008)。共通点の 2 つ目は、餌付け者本人は野生動物からの直接的な被害を受けにくいいため、餌付け行為の問題認識が低いことである。都市住民でも被害を受けた人は積極的な対策への理解を示すが、被害を受けない人の理解は低い (岸本 2001 ; York and Andreas 2008)。したがって、餌付け者本人が被害を受けない限り、餌付けの根絶が難しいのが現状である。人口が密集する都市環境は、中山間地域とは異なり、住民全体の中では被害者も餌付け者も一部分に限られ、大半は問題に無関係、無関心な人となる。都市環境ならではの複雑な社会構造が、住民が一丸となった対策の推進を難しくしている要因の一つである。これらを改善していくためには、野生動物との適切な関わり方や距離の置き方について、普及啓発活動を地道に続けていくことが重要であると考えられる。

野生動物への餌付け禁止条例は、神戸市や西宮市以外でも施行されている。条例違反者に対する罰則規定に着目すると、箕面市サル餌やり禁止条例 (箕面市 2009) では 1 万円以下、箕面市カラスによる被害の防止及び生活環境を守る条例 (箕面市 2011) では 10 万円以下の罰金を、日光市サル餌付け禁止条例 (日光市 2006) では氏名公表を定めている。現在、六甲山イノシシによる被害では、交通事故や入院を要する深刻な人身被害が発生している (辻・横山 2014)。このような状況に対して、訴訟問題になってもおかしくないと警鐘を鳴らす声や罰則規定などを望む声も多く聞かれている。イノシシは体重が 100 kg を超えることも少なくなく (辻・横山 2014)、また、成獣のオスなど犬歯が発達した個体と鉢合わせて死亡に至る事例が他地域では発生している。関係機関の様々な努力によっても約 50 年にもわたる餌付け行為はなくなる気配がないことや深刻な事故を予防する観点からも、さらに踏み込んだ対策が必要となっている。

六甲山の植生変化とイノシシの生息数の関係

過去 100 年間の六甲山の植生環境は、人の手が加わったことにより、自然の植生遷移よりも極めて速いスピードで劇的な変化を遂げた (図 5 ; 神戸市 2012)。イノシシをはじめ野生動物が生息できるような環境ではなかった六甲山は、現在は多くの野生動物を養える好適な生息環境へと変貌している。本来イノシシは、繁殖率が高く (辻・横山 2014) 捕獲が行われなければ、急激に増加する動物種である。現在の兵庫県全体の傾向としても高い捕獲圧にもかかわらず、個体数の急激な増加が示唆され (横山・辻 2014)、

農業被害も拡大（松本ほか 2014）している。これらの状況を踏まえると、現在の六甲山にはイノシシの個体数が減る要因が見当たらず、今後も生息数は増加すると予想される。さらに餌付け行為により、本来の自然の摂理であれば淘汰される個体も生き残る可能性が挙げられる。このようにして六甲山のイノシシの生息数が増えた場合、一定割合が市街地に出没する可能性が高い。現に通報・苦情件数や有害捕獲数は増加傾向にある（図10）。今後の対策として、問題個体の有害捕獲だけでなく、余剰分の間引き、つまり六甲山におけるイノシシの個体数管理が必要な時期にきていると考える。

出沒・被害時の対応策

市街地に出没した個体や人身事故を起こした個体への対応は、有害捕獲従事者やイノシシ緊急対策協力員が担っている。ただし市街地で対応する場合には、二次被害を防ぐための交通整理、住民の混乱を防ぐための説明、過剰なマスコミ報道の回避など、行政や警察の協力が不可欠である。連携体制を確保するために、たとえば、札幌市や香川県では、野生動物の出没時の対応マニュアルや安全対策の手引きを作成している（札幌市 2010；香川県 2011）。この中では、各機関の役割分担と責任の所在を明らかにし、出没時の連絡体制を整えている。六甲山のイノシシの市街地出沒や被害は、今後も発生が連続すると予測されることから、出没時に迅速かつ適切な対応体制を整備することが重要であると考える。

謝辞

本稿執筆にあたり、多大なるご協力を頂きました神戸市産業振興局農政部計画課、各区のまちづくり課およびまちづくり推進課、神戸農林水産振興事務所のみなさまに深く御礼申し上げます。また、過去のイノシシ被害や有害捕獲、六甲山の植生に関する情報および写真をご提供頂きました永島昭二郎氏、山根謙次氏に深く感謝致します。本研究は、平成 25～27 年度 JSPS 科研費（25450478）「都市環境に侵入するイノシシのリスク分析とリスク回避手法の検討」の助成を受けました。

引用文献

- 朝日稔. 1975. 狩猟期におけるイノシシの胃内容. 哺乳類動物学雑誌, 6(3) : 115-120.
- 江口祐輔. 2003. イノシシから田畑を守る おもしろ生態とかしこい防ぎ方. 農山漁村文化協会, 147pp, 東京.
- Hirovani, A. and Nakatani, J. 1987. Grouping-patterns and inter-group relationships of Japanese wild boars (*Sus scrofa leucomystax*) in the Rokko mountain area. Ecol res. 2(1): 77-84.
- 兵庫県. 2012. 第2期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 18pp.

- 兵庫県. 2012. 第11次鳥獣保護事業計画書. 兵庫県, 66pp.
- 香川県. 2011. イノシシ等が出没したときの対応マニュアル. 香川県イノシシ等対策連絡会議, 15pp. <http://www.pref.kagawa.lg.jp/kankyo/data/topics/pdf/manual.pdf>. 2014.2.12 accessed.
- 岸本真弓訳. 2001. 19章都市野生動物の管理. 鈴木正嗣編訳, 日本野生動物医学会・野生生物保護学会監修, 野生動物の研究と管理技術. pp.603-634, 文永動出版, 東京.
- 小舘誓治. 2001. 六甲山地の植物と植林植生. 自然環境ウォッチング「六甲山」, 兵庫県立人と自然の博物館「六甲」研究グループ編, pp.44-48. 神戸新聞総合出版センター, 神戸.
- 小寺祐二・神崎伸夫・石川尚人・皆川晶子. 2013. 島根県石見地方におけるイノシシ (*Sus scrofa*) の食性と栄養状態. 哺乳類科学, 53(2); 279-288.
- 神戸市. 2001. 2001年提言書. 神戸市, <http://www.city.kobe.lg.jp/information/proj+6ect/industry/boar/teigen.html>. 2014.2.5 accessed.
- 神戸市. 2002. 神戸市いのししの出没及びいのししからの危害の防止に関する条例. 神戸市, <http://www.city.kobe.lg.jp/information/project/industry/boar/joreihonbun.html>, 2014.2.5 accessed.
- 神戸市. 2005. 2004年提言書. 神戸市, <http://www.city.kobe.lg.jp/information/project/industry/boar/H16teigen.html>. 2014.2.5 accessed.
- 神戸市. 2012. 六甲山森林整備戦略「都市山」六甲山と人の暮らしとの新たな関わりづくり. 122pp. 神戸市建設局公園砂防部六甲山整備室.
- 松本崇・坂田宏志・岸本康誉. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの生息分布と農業被害の関係. 「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 6号, pp.9-20. 兵庫県森林動物研究センター.
- 箕面市. 2013. 箕面市カラスによる被害の防止及び生活環境を守る条例. 箕面市, <http://www.city.minoh.lg.jp/animal/karasu/documents/karasujyourei.pdf>, 2014.2.11 accessed.
- 箕面市. 2009. 箕面市サル餌やり禁止条例. 箕面市, http://www1.g-reiki.net/minoh/reiki_honbun/at00008741.html, 2014.2.11 accessed.
- 三谷雅純. 2001. 六甲山のほ乳類. 自然環境ウォッチング「六甲山」. 兵庫県立人と自然の博物館「六甲」研究グループ編, pp.85-94, 105-109. 神戸新聞総合出版センター, 神戸.
- Nakatani, J. and Ono, Y. 1994. Social Groupings of Japanese Wild Boar *Sus scrofa leucomystax* and their Changes in the Rokko Mountains. J Mammalo Soci of Japan. 19(1): 45-55.
- 日光市. 2006. 日光市サル餌付け禁止条例. 日光市, http://www.city.nikko.lg.jp/reiki_int/reiki_honbun/r340RG00000688.html, 2014.2.11 accessed.
- 西宮市. 2013. 西宮市いのしし餌やり禁止条例. 西宮市, <http://www.nishi.or.jp/media/2012/inosiesayarikinsijyourei.pdf>, 2014.2.5 accessed.

- 玉起彰三. 1997. 六甲山博物誌. 246pp, のじぎく文庫, 神戸新聞総合出版センター, 神戸.
- 田中星山. 1986. 六甲山の猪と河鹿. ザ・六甲山 登りまくる詠いまくる 5, 40pp, 神戸市立図書館郷土参考資料, 神戸.
- 辻知香・横山真弓. 2012. 都市に浸入する野生動物に対応するための体制づくりを考える(テーマセッション, <特集 2>第 17 回野生生物保護学会北海道大会報告). ワイルドライフ・フォーラム, 16(2) : 16-17
- 辻知香・横山真弓. 2014. 六甲山イノシシの問題個体の特徴. 「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 6 号, pp.135-142. 兵庫県森林動物研究センター.
- 札幌市. 2010. 平成 22 年度 札幌市緊急雇用創出推進事業野生動物による市街地等への侵入経路調査および侵入防止策の調査・研究業務報告書. 札幌市, <http://www.city.sapporo.jp/kurashi/animal/choju/shika/kenkyu/>. 2014.2.11 accessed.
- 知床財団. 知床の課題. <http://www.shiretoko.or.jp/shiretoko/>. 2014.3.14 accessed.
- 横山真弓. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの保護管理の現状と課題. 「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 6 号, pp.1-8. 兵庫県森林動物研究センター.
- York, K. and Andreas, K. 2008. Conflicts, crises and challenges: Wild boar in the Berlin city – a social empirical and statistical survey. Nat. Croat. 17(4): 233-246.
- 和田克己. 1997. むかしの神戸 絵はがきに見る明示・大正・昭和初期. 269pp, 神戸新聞総合出版センター, 神戸.

第 11 章

六甲山イノシシの問題個体の特徴

辻 知香¹・横山真弓^{1,2}

要 点

- ・ 問題個体の特徴を把握するために、2009年から2011年に神戸市にて有害捕獲された問題個体2頭、列車・交通事故個体5頭、計7頭を分析した。
- ・ 分析個体7頭中6頭の胃内容物より人工物が検出されたことから、これらの個体は人工物を餌と認識し執着していた個体であったと推察された。
- ・ 分析個体に年齢、性別の偏りは認められなかった。現時点では、何らかの機会に餌付けされたり、ゴミを餌と認識したりした個体が、性、年齢に関係なく問題個体になりうると考えられた。
- ・ 餌付け行為により人慣れした結果、人身被害を多発させた2頭は、4歳と5歳の成獣であった。このことから子どもの頃から餌付けされていた個体は、成獣になるにつれ、学習が進み行動がエスカレートさせて深刻な被害を起こす問題個体になる可能性が示唆された。

Key words : 六甲山、人身被害、列車・交通事故、問題個体

11-1. はじめに

近年、全国各地で野生動物が市街地に出没して被害を発生させている。その多くが突発的な出没であり、緊急対応として、警察、行政、猟友会などが対処している（札幌市 2010；香川県 2011）。捕まった野生動物の大半は、付近の山に放獣されている。たとえば札幌市は、市街地に出没したエゾシカ（*Cervus nippon yesoensis*）に対して、「無事にもとの山林へ戻す」ことを第一に体制が取られている（札幌市 2010）。このような背景から、市街地出没個体が殺処分される機会は少なく、年齢や食性、繁殖状況を直接観察して分析することで、その特徴を探ることは難しい。

神戸市の六甲山系南側斜面の市街地では、ニホンイノシシ（*Sus scrofa leucomystax*；以下イノシシ）による被害が多発している。被害発生の根本的な原因は、イノシシへの餌付け行為である（神戸市 2002；辻・横山 2014）。餌付けにより人慣れしたイノシシは繰り返し市街地に出没し、ゴミを荒らしたり、人を襲ったりする。イノシシは大変学習能力が高い動物であり（江口 2003）、「人から餌を簡単に得ることがで

¹兵庫県森林動物研究センター・²兵庫県立大学自然・環境科学研究所

きる」、「市街地に出没すれば栄養価の高い食物を得ることができる」、「人を襲うことで餌を得ることができる」と段階的に学習し、行動をエスカレートさせる(辻・横山 2014)。一旦、人工物や市街地に執着してしまった個体の行動を抑制することはきわめて難しい。以上のイノシシの特性から、被害をなくす対策としては、有害捕獲された問題個体および交通事故や列車事故個体は殺処分するという選択肢しか残らない。しかし、このような理由で殺処分された個体の特徴はこれまで不明であった。

そこで本研究では、どのような個体が学習し問題を起こしているのかを把握するために、特定の問題個体として有害捕獲された個体と市街地にて交通事故等で死亡した個体を回収し分析を行った。

11-2. 材料と方法

本研究は、イノシシ緊急対策協力員(辻・横山 2014)が緊急対応して捕獲した個体を対象とした。事前に緊急対策協力員に協力依頼し、該当する対応があった場合の連絡調整を行った。2009年から2011年に神戸市にて、問題個体として有害捕獲された個体2頭、交通事故・列車事故個体5頭、計7頭を用いた。これらは全て、個体の殺処分が完了した時点で外部計測を行い、内臓と下顎を取り出した。内臓からは、胃内容物、生殖器を採取した。胃内容物は肉眼観察にて確認し、生殖器の肉眼および組織観察にて性成熟や妊娠の有無を判断した。年齢は、下顎の歯の萌出と交換および第一後臼歯のセメント質層の年輪数のカウントにて決定した(Matschcke 1967; 林ほか 1977; Boitani & Mattei 1992)。

また、本研究の対象個体と他地域で捕獲された個体の体サイズ、栄養状態の違いの有無を検討するために、2003年から2012年に兵庫県本州部で狩猟および有害捕獲にて捕獲された個体195頭の体重計測値を用いた。

11-3. 結果と考察

No. 1

No.1は、列車事故に遭って横たわっているところを深夜に発見され、駆けつけた緊急対策協力員に殺処分された個体である。No.1は2歳の成獣のオスであった(表1)。胃内容にサランラップや紙、カットされたシイタケやブドウの皮などが含まれていたことから(図1)、ゴミをあさりに市街地に出没し、列車事故に遭ったと推察された。

表 1 No. 1 の分析結果

回収日	2009/9/11
死亡原因	列車事故
性別	オス
年齢	2 歳
体重	69kg
体長	84cm
胃内容物	人工物あり
性成熟	あり



図 1 No. 1 から検出された胃内容物

No. 2

No.2 は、六甲山山麓で登山者を襲う被害を多発させた問題個体である。短期間で被害がきわめて深刻になったことから、有害捕獲する必要があると判断され、捕獲が実行された。No.2 は、4 歳の成獣オスであった（表 2）。胃内容からは米粒、お菓子の包み袋、サランラップなど大量の人工物が確認され（図 2）、人為的な食べ物に強く依存していたことが推察された。

表 2 No. 2 の分析結果

回収日	2010/9/24
死亡原因	有害捕獲
性別	オス
年齢	4 歳
体重	71.98kg
体長	86.5cm
胃内容物	人工物あり
性成熟	あり



図 2 No. 2 から検出された胃内容物

No.2 が殺処分された 5 日後に森林動物研究センターが行った捕獲後調査にて、捕獲現場に献花を発見した（図 3）。献花に添えられたメッセージには、個体の生年月、死亡日が書かれており、生まれ年は分析結果と一致した。このことから、No.2 が長年登山者に観察されていた人慣れ個体であったと判断された。



図 3 No. 2 の捕獲現場にあった献花

No. 3

2010年から2011年に特定の地域において、イノシシ複数頭が連続的に人身被害を起こした。問題個体グループは、一部の住民の餌付け行為により人慣れしていた。これらのイノシシの行動はエスカレートし、最終的には毎日のように買い物袋を持った女性や高齢者を選択的に襲っていた。被害の拡大と深刻化から、問題個体グループの捕獲が順次行われ、No.3が最後の1頭であった。No.3の捕獲後、被害は収束した。No.3は、5歳の成獣メスであり、体重が100kgであった（表3）。また6頭の胎子を妊娠しており、胎子の成長段階から出産直前であったと示唆された（図4）。

表 3 No. 3 の分析結果

回収日	2011/5/2
死亡原因	有害捕獲
性別	メス
年齢	5歳
体重	100kg
体長	97cm
胃内容物	人工物あり
繁殖状況	妊娠あり



図 4 No. 3 から確認された胎子

No. 4～7

No.4～6は、交通事故で死亡した個体である。No.7も同様に交通事故であったが、事故後もまだ生きていたため、警察に四肢を縄で保定され、イノシシ対策協力員によりその場で安楽殺された（図5）。事故発生時は、午前8時前後であったため、通勤・通学の人通りや交通量が多かった。迅速かつ適切な対応がなされなければ、個体が暴れたり、交通に混乱が生じたりと二次被害が発生する危険性の高い事故であった。

No.4～6の事故が発生した4日後にNo.7の事故発生が発生した。また事故現場は、同じ道路上の隣接する交差点付近であり、約60～70mの範囲であった。

No.4～6は0歳のメス、No.7は10歳の高齢成獣メスであった（表4）。解剖の結果、No.4は腰椎損傷、No.5は腰椎・骨盤・内臓損傷、左前肢・後肢骨折、No.6は全身打撲、内臓破裂、No.7は腰椎、骨盤損傷であった。どの個体も損傷がひどく、車と強く衝突したと考えられた。No.5と6は内臓の損傷の程度から即死、No.4と7も死に直結する大怪我であったと推察された。No.4～6の胃内容物より、弁当の包み紙、サランラップなどの



図 5 No. 7 の交通事故現場

人工物が検出されことから（図6）、この3頭は、ゴミをあさりに市街地に出没した際に交通事故に遭ったと考えられた。また No.6 の右前肢には、プラスチックの輪が肢に食い込み、蹄が変形していた（図7）。若い時期に誤って輪がはまってしまい、そのまま成長したために蹄が変形したと推測された。このような状況から、No.4～6 は若い時期から市街地を行動圏としていたことが考えられた。

表4 No.4～7の分析結果

	No. 4	No. 5	No. 6	No. 7
回収日	2011/11/3	2011/11/3	2011/11/3	2011/11/7
死亡原因	交通事故	交通事故	交通事故	交通事故
性別	メス	メス	メス	メス
年齢	0歳	0歳	0歳	10歳
体重	20.38kg	17kg	7.3kg	70kg
体長	52cm	50cm	40cm	85cm
胃内容物	人工物あり	人工物あり	人工物あり	人工物なし
繁殖状況	未成熟	未成熟	未成熟	妊娠歴あり



図6 No.4から検出された胃内容物



図7 輪が食い込んだNo.6の肢

No.4～7の交通事故は、同一道路上の近接した場所で連続的に起こったこと、個体の内訳が成獣メス1頭、0歳3頭であったこと、この時期は成獣メスと0歳の子が行動を共にする時期であることから、これらの個体は親子であった可能性がある。したがって、この一連の交通事故は、母イノシシから子へと市街地が行動圏であること、食べ物がゴミなどの人工物であることが伝えられていることを示す事例であったと考える。

他地域個体との比較

No.1とNo.2の体重を兵庫県内の他地域にて捕獲された成獣オス（N=64）の体重と比較した。その結果、両者とも9月の平均体重よりわずかに重かったが、大きくは変わ

らなかった(図8)。次に No.3 と No.7 の体重を成獣メス(N=102)の体重と比較したところ、どちらも平均値を上回った。とくに No.3 は極めて重かった(図9)。最後に No.4~6 の体重と 0 歳個体(N=129)の体重とを比較した。その結果、No.4 は平均よりやや重く、No.5 平均値と同程度、No.6 は平均より少なくなった(図10)。

今回の結果から、No.3 や No.7 は餌やゴミなどの人工物に依存した結果、体重が重くなり、栄養状態も向上していたことが示唆された。他の個体については、餌や人工物への影響が体サイズや栄養状態にまでには反映されていないと判断された。したがって、市街地に出没したり、人を襲ったりする問題個体でも、人工物を得る程度によって、生理的な影響にはばらつきが生じることが考えられた。

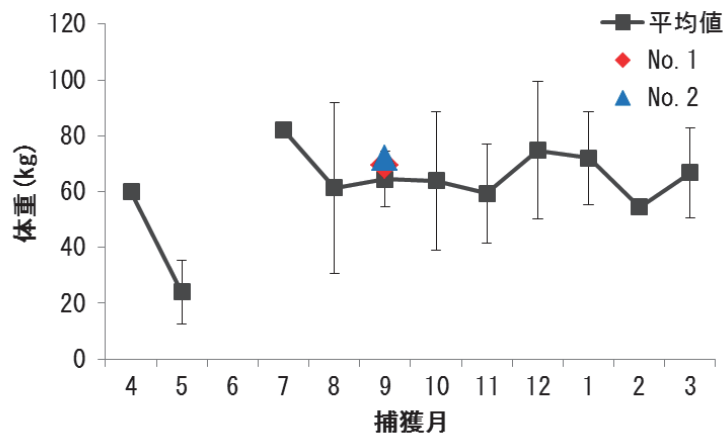


図8 成獣オスの季節別体重推移

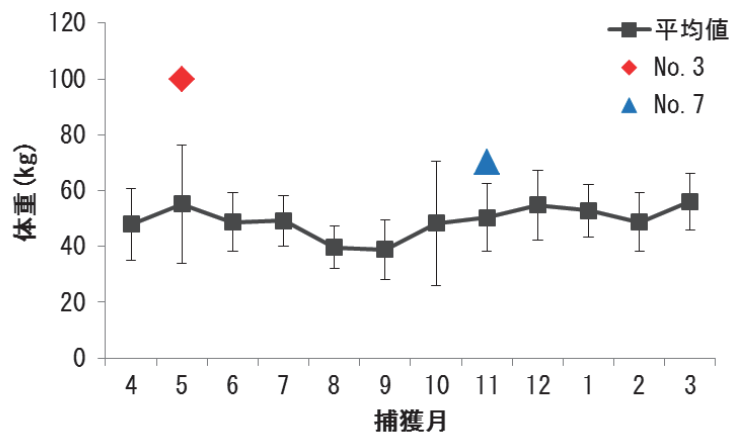


図9 成獣メスの季節別体重推移

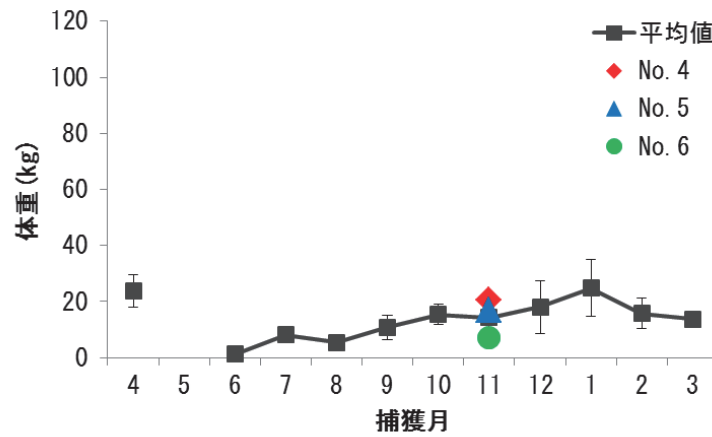


図 10 0歳の季節別体重推移

11-4. まとめ

本研究は標本数が少なかったが、現時点で示唆された問題個体、事故個体の特徴を以下に挙げる。

①人工物に執着性を持つ。

分析個体 7 頭中 6 頭の胃内容から人工物が確認された。人工物を餌と認識し執着した個体が、市街地の出没や人を襲う行動を起こすことが、今回の結果で裏付けられた。

②問題個体や事故個体へと発展する可能性には性差や年齢差はなく、餌付けされた個体、ゴミに執着した個体が問題個体となる。

分析した成獣個体には、雌雄の偏りが認められなかった。0 歳個体はいずれもメスであったが、0 歳は基本的に行動を共にするため、出没時の性差ではなく生まれた際の性差を反映していると考えられた。したがって現段階では、問題個体に性差はないと考える。また分析個体は 0~10 歳にわたり年齢の偏りは確認されなかった。現時点では、問題個体になりやすい年齢があるのではなく、餌付けされたり、ゴミに執着したりするタイミングに依存すると考える。

③人身被害など悪質な被害を起こす個体は、長期の餌付け行為により人慣れして成長した個体である。

人身被害を多発させたとして有害捕獲された No.2 と No.3 は、どちらも長期間餌付けされた成獣個体であった。したがって、子どもの頃から餌付けされていた個体が、成獣になるにつれて学習が進んで、行動がエスカレートし、人身被害を起こす問題個体になることが考えられる。

④親が市街地に執着していた場合、子も市街地に執着する。

0 歳個体は、基本的に母イノシシと行動を共にする。したがって No.4~6 は、親に連れられて市街地に出没したと推測される。問題個体が母イノシシの場合、子も同様に問題個体、市街地出没個体になる可能性が高いことが示唆された。

謝辞

分析個体の回収にあたり、多大なるご協力を頂きました神戸市産業振興局農政部計画課、各区のまちづくり課およびまちづくり推進課、神戸農林水産振興事務所、イノシシ緊急対策協力員の皆さまに深く御礼申し上げます。本研究は、平成 25～27 年度 JSPS 科研費 (25450478)「都市環境に侵入するイノシシのリスク分析とリスク回避手法の検討」の助成を受けました。

引用文献

- Boitani, L. and Mattei, L. 1992. Aging wild boar (*Sus scrofa*) by tooth eruption. In: Spitz, F., Janeau, G., Gonzales, G. and Aulagnier, S. editors. pp.419-421. Ongules/Ungulates 91, Toulouse-Paris.
- 江口祐輔. 2003. イノシシから田畑を守る おもしろ生態とかしこい防ぎ方. 農山漁村文化協会, 147pp, 東京.
- 林良博・西田隆雄・望月公子・瀬田季茂. 1977. 日本産イノシシの歯牙による年令と性の判定. 日本獣医学雑誌, 39 (2): 165-174.
- 香川県. 2011. イノシシ等が出没したときの対応マニュアル. 香川県イノシシ等対策連絡会議, 15pp. <http://www.pref.kagawa.lg.jp/kankyo/data/topics/pdf/manual.pdf>, 2014. 2. 12 accessed.
- 神戸市. 2002. 神戸市いのししの出没及びいのししからの危害の防止に関する条例. 神戸市, <http://www.city.kobe.lg.jp/information/project/industry/boar/joreihonbun.html>, 2014.2.5 accessed.
- Matschke, GH. 1967. Aging European wild hogs by dentition. J Wildl Manage 31 (1): 109-113.
- 札幌市. 2010. 平成 22 年度札幌市緊急雇用創出推進事業野生動物による市街地等への侵入経路調査および侵入防止策の調査・研究業務報告書. 札幌市, <http://www.city.sapporo.jp/kurashi/animal/choju/shika/kenkyu/>, 2014.2.11 accessed.
- 辻知香・横山真弓. 2014. 六甲山イノシシ問題の現状と課題. 「兵庫県におけるニホンイノシシの管理の現状と課題.」, ワイルドライフモノグラフ 6 号, pp.121-134, 兵庫県森林動物研究センター.

おわりに

兵庫県民にとって、イノシシは比較的身近に生息している野生動物です。身近にいるからこそ、農業被害にも常に悩まされてきましたし、資源としての価値も高く認めてきました。都市と六甲山といういわば人と野生動物の入会地での様々な出来事や問題も発生しています。良くも悪くも古くから、様々なやり取りを重ねてきた馴染みのある野生動物といえます。ところが、科学的で計画的な管理を行おうとすると、それらに必要な情報は、他の野生動物に比べ、極端に少ない状況にありました。身近すぎて、あえて調べなくても、おおよその状況は分かっている動物、ということだったのでしょう。

実際に調査を始めると、やはり、情報が得られないことが多く、データ集めに苦労するわりには、長い間つかみどころのない不思議な相手でした。対策も出来ることは限られ、すでに行っていることも多かったわけですが、農業被害や人身事故は減る気配を見せません。それどころか増加傾向に転じ始めてきました。人間側の対策を逆手にとって、イノシシは、着実に勢力を拡大しているようにさえ感じる状況となりました。

こうした試行錯誤の中、情報は遅々として集まりませんでした。野生動物の適正な管理に向けた取り組みを理解し、情報収集にご協力をいただける対策者、関係者の方々が増えてきました。イノシシの生態や被害防止対策に関心を寄せてくださる人が増えると、次第にその情報を森林動物研究センターに集約してくださるようになり、膨大な捕獲や被害に関する情報が集められ、統計的な解析を行うことができるようになりました。また、全国的にも集めにくかった繁殖の情報や感染症の情報、行動の情報などを蓄積することができるようになりました。

このモノグラフでは、今の段階で明らかになったイノシシの姿と、人とイノシシのやり取りの姿を少しでも形にしたいという思いで編集いたしました。イノシシの被害対策や適切な管理には道のりが多いことも同時に表してしまっているかもしれません。状況を把握しながら、試行錯誤を繰り返し、より良いイノシシの管理へと向かうため、一つのステップとしてこのワイルドライフモノグラフの内容が関係者の皆様名の一助になれば幸いです。

最後になりましたが、地元の住民の皆さま、地元行政の皆さまをはじめ、兵庫県のイノシシの保護管理及び情報蓄積にご協力・ご尽力を頂きました皆さまに厚く御礼申し上げます。

責任編集者 横山真弓

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 6号
兵庫県におけるニホンイノシシの管理の現状と課題
2014年3月28日 印刷
2014年3月28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イノシシの管理の現状と課題

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 6号



〒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.6

Current status and issues of management of Japanese wild boar in Hyogo Prefecture