

兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題

Current status and issues of conservation and management of black bear in Hyogo

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 3号

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.3

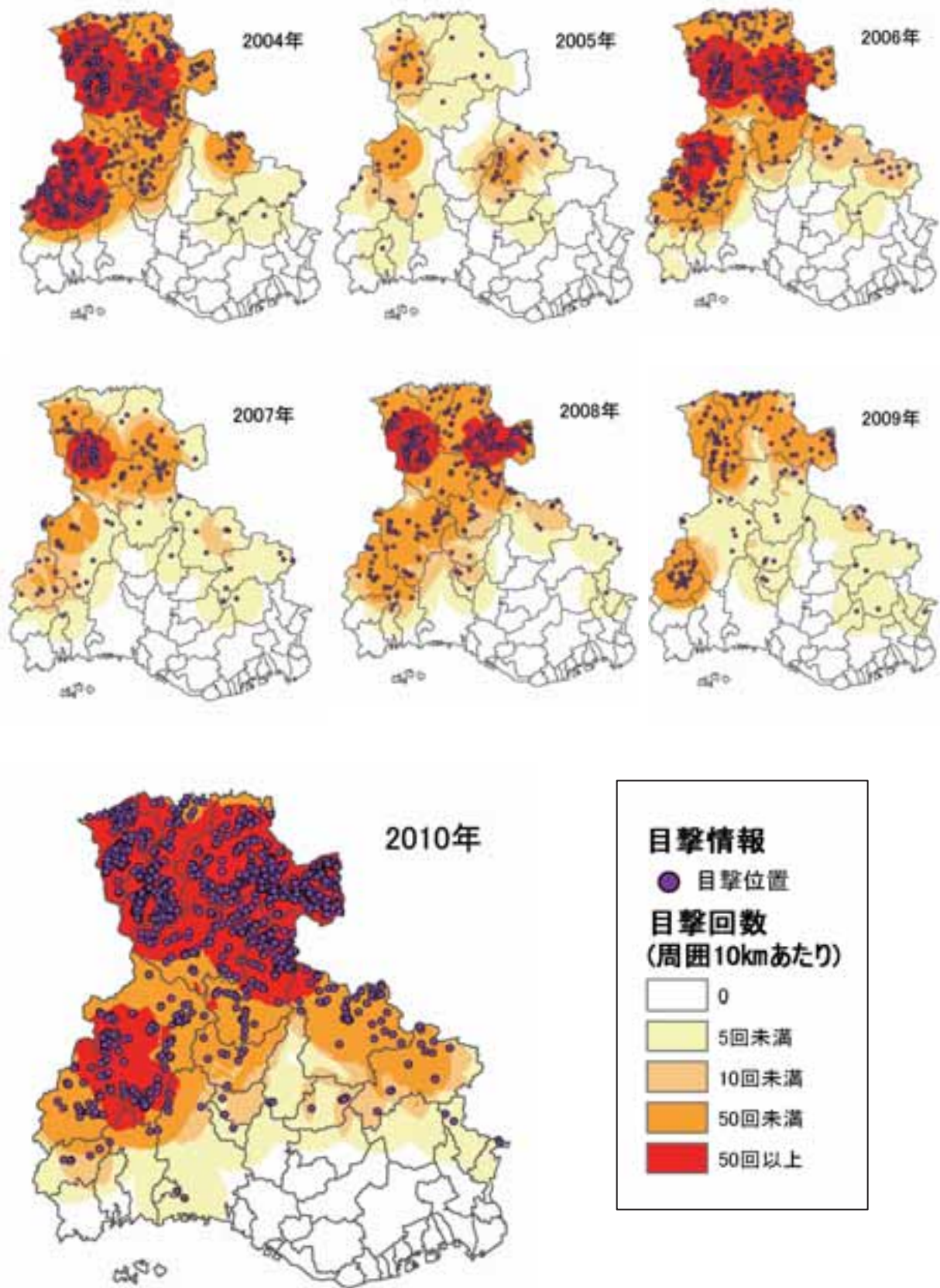


写真1 森林動物研究センター撮影 2010年11月3日 豊岡市但東町
人家の庭にある柿の木に夜間出没した親子グマ。

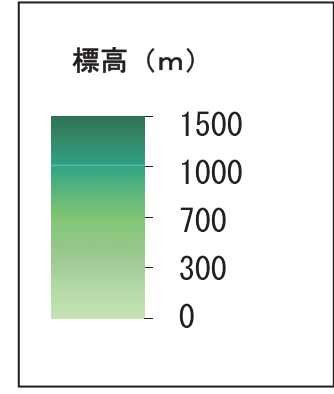
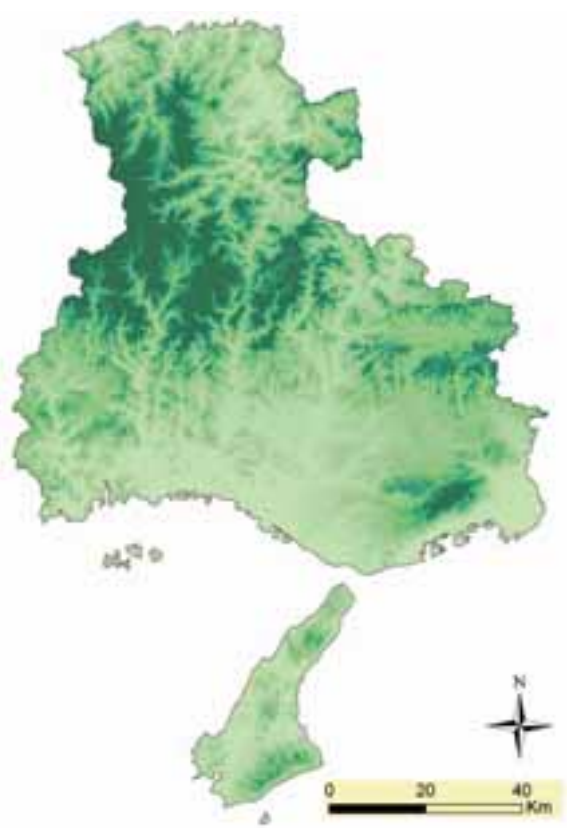
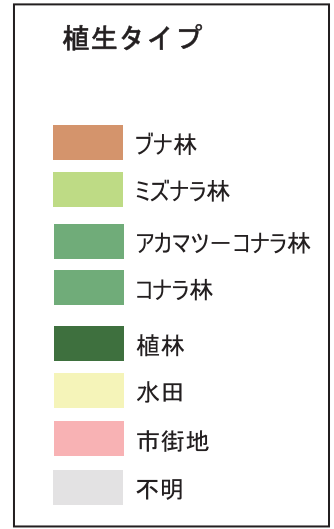


写真2 橋本敏男氏撮影 2010年10月7日 豊岡市但東町
山間部において、日中に目撃された個体。

口絵1 兵庫県内で観察されたツキノワグマ



口絵2 ツキノワグマ目撃情報の経年変化



口絵3 兵庫県の主要な植生タイプと標高分布

はじめに

兵庫県森林動物研究センター（以下、研究センター）は、ワイルドライフマネジメントに係わる研究成果を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「兵庫ワイルドライフモノグラフ」を刊行してまいりました。これまですでに 2 号を発行しておりますが、今回、第 3 号として「兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題」を刊行いたします。

本年度(平成 22 年度)は、過去に例をみないツキノワグマの大量出没が西日本を中心にみられ、兵庫県も例外ではありませんでした。全県で人身被害が発生したのみならず、大量出没地域の住民は生活被害や精神被害に悩まされた年となりました。研究センターは、野生動物の保全と管理の実務に係わる市町や県民局と連携して、ツキノワグマによる被害の発生予防や出没対応に取り組みましたが、同時に、こうした大量出没時にしか得られない種々のデータ収集にも精力的につとめ、今後の対応のために貢献しようといいたしました。

今回、「兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題」と題したモノグラフを刊行することができましたのも、これまでの着実なデータの積み重ねによるところが大きいと考えております。本年度に捕獲されたツキノワグマは 212 頭に上り、そのうち 142 頭は個体群維持のために放獣されましたが、保護管理計画の対応基準に基づいて、放獣できないと判断された 70 頭は殺処分されました。「兵庫ワイルドライフモノグラフ」は、こうした動物たちの死に報いるためにも刊行するものです。

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	兵庫県のツキノワグマの出没状況と対策	1
	稲葉一明	
第2章	兵庫県におけるツキノワグマの管理のためのデータ収集	18
	坂田宏志・横山真弓・森光由樹・中村幸子・斎田栄里奈	
第3章	ツキノワグマの生息動向と個体数の推定	26
	坂田宏志・岸本康誉・関香菜子	
第4章	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	39
	藤木大介・横山真弓・坂田宏志	
第5章	兵庫県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域変異と ブナ科堅果の豊凶の影響	50
	藤木大介・横山真弓・坂田宏志	
第6章	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	59
	横山真弓・斎田栄里奈・江藤公俊・中村幸子・森光由樹	
第7章	ツキノワグマにおける捕獲理由の違い及び忌避条件付けの有無と 土地利用の関係	71
	関香菜子・横山真弓・坂田宏志・森光由樹・斎田栄里奈・室山泰之	
第8章	捕獲・放獣条件の違いによるツキノワグマの行動特性	84
	横山真弓・坂田宏志・関香菜子・斎田栄里奈・中村幸子・森光由樹	
第9章	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	94
	斎田栄里奈・横山真弓・中村幸子・森光由樹	
第10章	兵庫県におけるツキノワグマの繁殖状況	102
	中村幸子・横山真弓・森光由樹	

第11章 ツキノワグマの外部形態の成長パターンとその特徴	107
中村幸子・横山真弓・片山敦司・森光由樹・斎田栄里奈	
第12章 兵庫県に生息するツキノワグマの遺伝子解析	117
森光由樹・中村幸子・横山真弓	
第13章 東中国及び北近畿個体群のツキノワグマに認められた骨異常の出現頻度	125
横山真弓・斎田栄里奈・中村幸子・森光由樹	
第14章 ツキノワグマの誘引要因としてのカキの木分布様式と対策手法の検討	139
鈴木克哉・横山真弓・藤木大介・稲葉一明	

第 1 章

兵庫県のツキノワグマの出没状況と対策

稲葉一明

要 点

- ・平成 22 年度は、県民から寄せられた出没情報は 2 月末現在 1,623 件で、8 月以降集落内徘徊するケースも増え、情報収集をはじめた平成 12 年以来、最多の出没件数となった。
- ・カキを中心とした果樹被害や物損被害が多発し、人身被害も 4 件発生した。出没地域の住民は、生活被害や精神被害に悩まされた。
- ・森林動物研究センターでは、市町・県民局（県出先機関）等と連携し、出没地域住民及び一般県民に対する普及啓発を行うとともに、ツキノワグマ対策を推進する行政職員の人材育成に努めた。
- ・捕獲数は有害捕獲、錯誤捕獲、保護捕獲併せて 212 頭となり、平成 12 年以来最多の捕獲数となった。
- ・新たに得られた知見を踏まえ、「人とツキノワグマとの棲み分けによる共存」の実現を目指して、ツキノワグマの保護管理手法を見直していく必要がある。

key words : 保護管理計画 錯誤捕獲 生活被害 有害捕獲

1. はじめに

本県に生息するツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) は「兵庫県版レッドデータブック 2003」において A ランクの絶滅危惧種に選定されている。一方で、ツキノワグマの出没による人身被害や、農業被害など、人とツキノワグマの間でさまざまなあつれきが生じている。

県民から寄せられている出没情報は増加傾向にある。最近では今まで出没のなかった地域での出没や、人を恐れない個体の出現など、ツキノワグマの行動に変化がみられている。平成 22 年度は県北部を中心に出没が多く、出没情報は 1600 件を越え、集落の中をツキノワグマが歩き回る、玄関を出るとツキノワグマが庭のカキの木に登っている（口絵 1）、夜間に外に出られないなど、地域によっては日常生活にも大きな影響があった。その結果、捕獲数は 212 頭に達し、ツキノワグマ保護管理計画の出没対応基準に基づき、70 頭が殺処分された。

この稿では、ツキノワグマの出没地域で起きている農業被害、人身被害及び生活被害の実態とともに、地域住民や行政が現場で取り組んでいる出没予防対策や被害防止対策の状況と、森林動物研究センターによる支援活動について報告する。

2. 出没状況

2-1. 出没情報の分析

地域住民からツキノワグマを目撃したり、糞・爪痕などの痕跡を見つけたという情報が寄せられた場合、その概要は、市町職員等によって、調査票に記載され、県の出先機関である県民局を通じて、森林動物研究センターに集約されることになっている。これらの情報は、森林動物研究センターでデータベース化され、県の状況把握や意思決定のための分析に活用されている。ここでは、これまでに収集された出没情報の分析結果について、大量出没のあった平成 22 年度の結果を中心に述べる。なお、出没情報には未記入の項目や、複数回答されている項目があるため、データ数の合計は項目ごとに異なっている。

出没情報件数の地域別推移

年度毎の出没情報件数は、平成 13～22 年度の 10 年間で、平均約 470 件である。ただし、年変動は激しく、最低は平成 15 年度の 96 件、最高は平成 22 年度の 1,623 件である。平成 22 年度は、過去に例を見ないほど多く、少なかった平成 15 年度の約 17 倍、大量出没年であった平成 16 年の 985 件と比較しても 1.6 倍以上の件数となった（表 1）。

出没情報のある地域は県北部に集中しており、平成 13～22 年度の各年度における各地域の割合をみると、北但地域からの情報が最も多く、少ない年でも 47.0%、多い年では 77.1% の情報が報告されており、次に多いのが西播地域（3.1～32.8%）と南但地域（7.2～34.8%）であった（表 1）。平成 22 年度については、北但地域 63.3%、南但地域 18.5%、西播地域 12.0% であり、三地域で 93.8% を占めていた（図 1）。

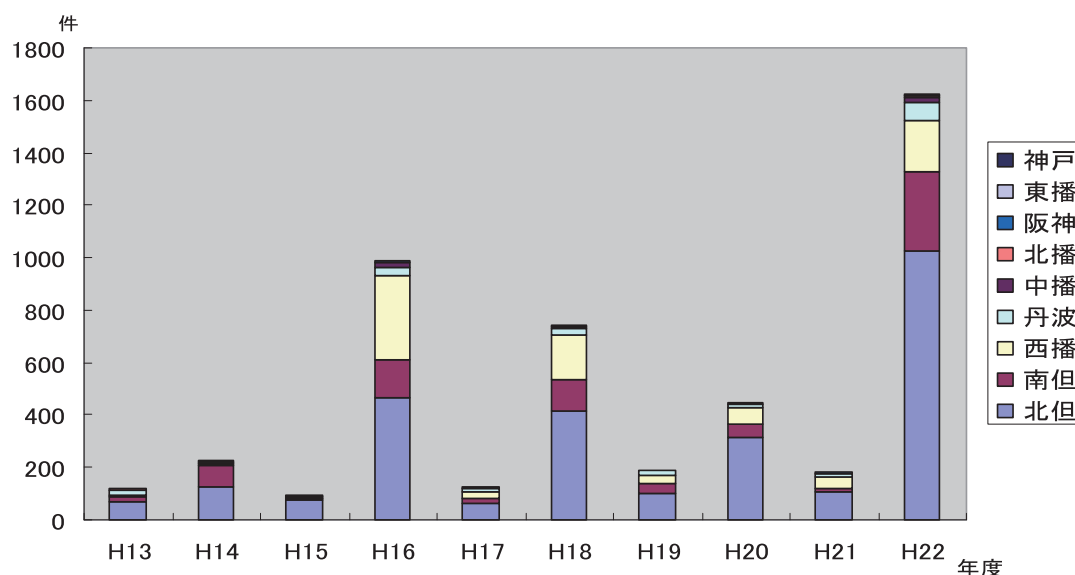


図 1 出没情報件数の地域別推移

表1 ツキノワグマ出没情報件数

平成23年2月28日現在

1 H22年度地域別目撃・痕跡件数

地域	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	合計
北但	5	12	38	39	177	286	328	120	20	2	1		1028
南但	1	1	12	11	31	87	96	53	4	4	0		300
西播	1	4	10	5	18	36	69	47	2	2	0		194
丹波	0	3	4	4	3	10	34	7	3	0	0		68
中播	0	0	2	1	2	1	5	9	0	0	0		20
北播	0	1	0	1	0	0	6	0	1	0	0		9
阪神	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0		4
東播	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0
神戸	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0
合計	7	21	66	61	231	420	542	236	30	8	1	0	1623
累積数	7	28	94	155	386	806	1348	1584	1614	1622	1623	1623	

2 時期別目撃・痕跡件数(年度比較)

年度	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	合計
H22	7	21	66	61	231	420	542	236	30	8	1	0	1623
(累計数)	7	28	94	155	386	806	1348	1584	1614	1622	1623	1623	
H21	9	27	38	30	35	19	9	3	8	1	0	2	181
(累計数)	9	36	74	104	139	158	167	170	178	179	179	181	
H20	8	15	38	52	60	72	114	72	15	2	1	1	450
(累計数)	8	23	61	113	173	245	359	431	446	448	449	450	
H19	11	16	40	45	26	11	13	17	5	6	0	0	190
(累計数)	11	27	67	112	138	149	162	179	184	190	190	190	
H18	12	20	37	36	74	110	274	150	18	10	1	1	743
(累計数)	12	32	69	105	179	289	563	713	731	741	742	743	
H17	7	26	20	30	13	3	6	10	4	4	1	1	125
(累計数)	7	33	53	83	96	99	105	115	119	123	124	125	
H16	3	12	27	66	72	129	495	169	8	1	2	1	985
(累計数)	3	15	42	108	180	309	804	973	981	982	984	985	
H15	1	16	24	11	11	5	10	7	10	0	0	1	96
(累計数)	1	17	41	52	63	68	78	85	95	95	95	96	
H14	0	11	39	27	77	45	16	6	3	0	0	0	224
(累計数)	0	11	50	77	154	199	215	221	224	224	224	224	
H13	4	5	22	20	13	12	10	27	5	0	0	0	118
(累計数)	4	9	31	51	64	76	86	113	118	118	118	118	

3 地域別目撃・痕跡件数(年度比較)

年度	北但	南但	西播	丹波	中播	北播	阪神	東播	神戸	合計
H22	1028	300	194	68	20	9	4	0	0	1623
H21	105	13	45	11	4	1	2	0	0	181
H20	314	48	64	15	8	0	1	0	0	450
H19	103	34	35	14	0	2	2	0	0	190
H18	415	119	169	29	6	0	5	0	0	743
H17	65	14	29	9	1	7	0	0	0	125
H16	463	148	323	28	21	1	1	0	0	985
H15	74	9	8	5	0	0	0	0	0	96
H14	129	78	7	8	2	0	0	0	0	224
H13	71	16	9	19	0	3	0	0	0	118

集落内への出沒

平成 21 年度と平成 22 年度で、出沒情報の発生を比較してみると、集落内に出沒したという情報の割合が 27.9%から 62.8%へと大幅に増加しており（図 2）、全体の目撃数が増加しただけでなく、集落内という人間の生活圏でも増加が著しかったことがわかる。

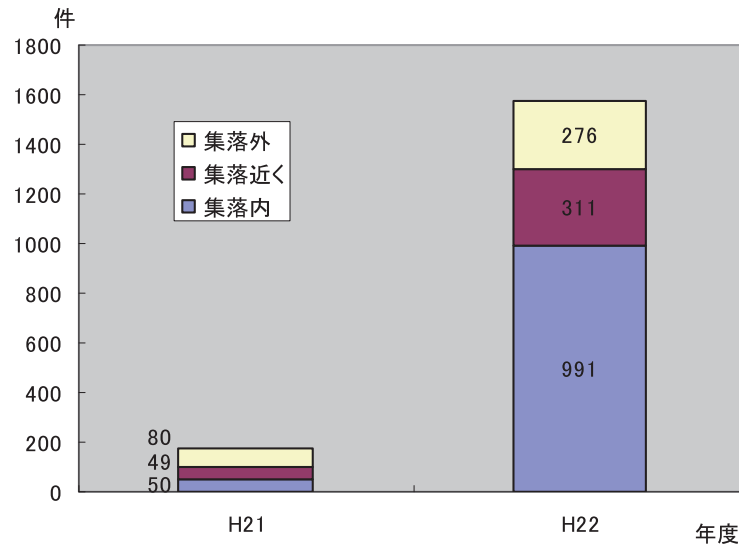


図 2 出沒情報の発生場所

出沒情報の月別推移

平成 22 年度の出沒件数は、6 月に 66 件となり、6 月の出沒件数としては過去 10 年間で最多になった（表 1）。8 月には 231 件と激増し、9 月に入り 420 件とさらに加速し、10 月にはピークに達し 542 件を記録した。11 月になると若干ペースは落ちたものの 236 件と依然高いレベルで推移し、12 月に入りようやく 30 件まで減少したが、1 月の降雪期に入っても一部の地域で出沒が続いた。累積出沒件数は、9 月中に平成 16 年の年間件数である 985 件を超え、最終的には 1600 件を超えた（表 1、図 3）。

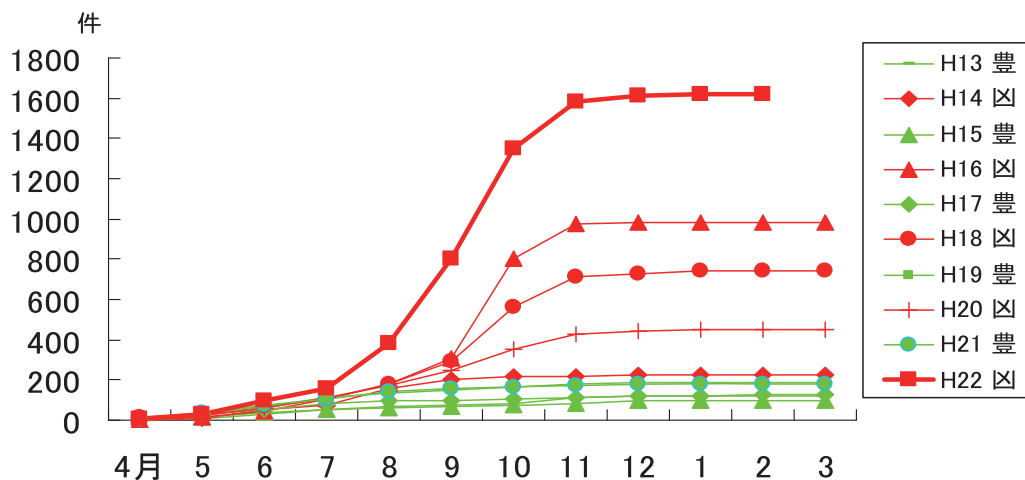


図 3 出沒件数月別累計の推移 凡例の赤は凶作年、緑は豊作年

目撃の時間帯

平成 22 年度の出没情報の中で、ツキノワグマが目撃された情報（682 件）を分析すると、その時間帯には、7:00～8:00 と 19:00～20:00 にピークがあり、ツキノワグマと人の活動がともに活発になる朝と日没直後の時間帯が、最も遭遇しやすいことがわかる。また、人の活動が少ない深夜でも、庭先などで、人に目撃されるという事例も多い。一方、通常であれば集落内では出没しにくいと考えられる昼間であっても、多くの目撃報告があった（図 4）。

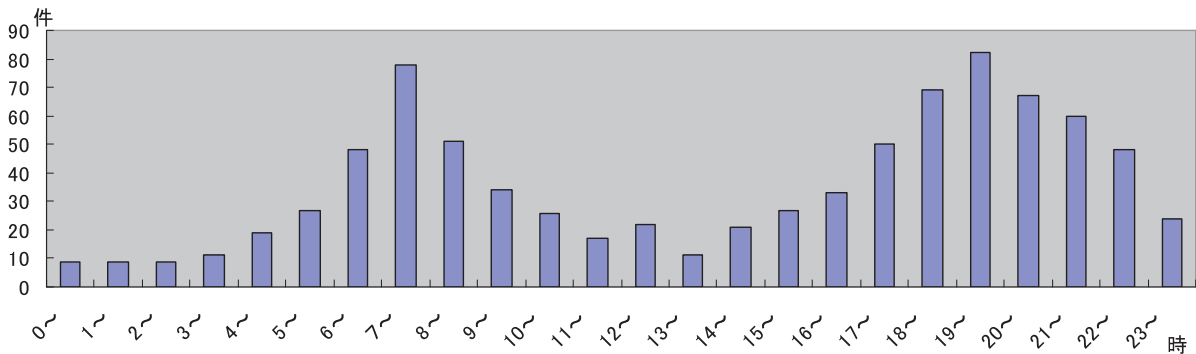


図 4 時間帯別目撃情報数

目撃時の状況

目撃時の状況は、全体のうち「ツキノワグマをチラッと見ただけ」が 45.6%、「ツキノワグマは人を見て逃げた」が 43.3%、「人を見てもなかなか逃げない」が 11.1%となっていた。また、目撃したときに、ツキノワグマから威嚇あるいは攻撃されたものが 18 件あった。

交通事故の発生

平成 22 年度は、交通事故によって死亡が確認されたツキノワグマが 12 頭、原因は不明であるが死亡を確認した個体が 2 頭あった。集落周辺への出没徘徊が多発した結果、交通事故の発生も増加したものと考えられる。

2-2. 出没状況の考察

平成 22 年度は、出没件数が非常に多かっただけでなく、集落内での出没が多発しており、人と遭遇する危険性がこれまでになく高かったと考えられる。出没件数は、9 月から 10 月にかけてもっとも多かったが、8 月から急増していた。このことから、ツキノワグマの大量出没は夏季から始まることを認識し、対策を考えるべきであるといえる。また、時間帯別の目撃件数を見ると、これまでから言われているように朝夕が危険な時間帯であることをあらためて確認することができる。

県民から寄せられた出没情報は、あくまでも行政機関へ届出があったものであり、実際には報告されていない事例が多数あると考えられる。とくに大量出没地域では、住民がツキノワグマの出没に慣れてしまい、単に目撃しただけでは報告しない場合も多い。逆にこれまでツキノワグマの出没がなかった地域では、一回の出没であっても複数の目撃者から報告があ

がってくる可能性もある。出没情報については、このような要素を含むことを考慮する必要がある。

3. 被害の発生状況

3-1. 被害の有無と種類

ツキノワグマによる被害は、①農作物に対する食害などの物的損失を伴う被害、②ツキノワグマの存在が原因で発生する恐怖心や、危険回避のために生活のための活動を制限されるなどの生活被害・精神被害、③ツキノワグマに襲われることによる人身被害に分類される。

平成 22 年度の出没情報では、物的損失を伴う被害の有無については 1554 件の記載があり、50.7%で被害があったとされており、そのうちの 85.5%を果樹被害が占めている。果樹以外の被害としては、生ゴミ、養蜂巣箱、飼料、野菜、物損、家畜などに対する被害がある。生活被害・精神被害については、目撃時のツキノワグマの行動やその後の対応の項目に記載された内容から、読み取ることができる。また、人身被害は 4 件発生している。なお、ツキノワグマに威嚇され逃げる際に転倒するなどの被害については件数に含まれていない。

3-2. 物的損失を伴う被害

果樹被害

7 月から果樹被害が目立ち始め、まだ小さくて青いカキの実の食害が確認された。果樹の被害 713 件の内訳は、68.2%がカキで、21.0%のクリと併せると 89.2%に達した。以下、ナシ、ブドウ、リンゴ、モモ、クルミ、イチジク、ギンナンと続く（図 5、写真 1）。

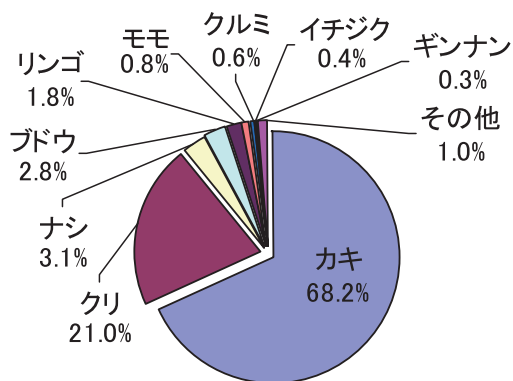


図 5 果樹被害の内訳



写真 1 ナシ被害

果樹以外の被害

果樹以外の被害は 121 件報告された。

生ゴミ、コンポスト、ゴミステーションなどに対する被害は 29 件報告され、集客施設のゴミ置き場や集落内のコンポストの生ゴミに誘引されて出没していた。

ハチ蜜、養蜂巣箱、野生ハチの巣の破壊などが 25 件、牛・馬など家畜の飼料、ヤマメ養魚

用飼料、倉庫内の米・米ぬか類の被害が 24 件となっている（図 6、写真 2）。野菜類の被害は 21 件あり、食害された作物は、カボチャ、スイカ、メロン、トマト、ウリ、サツマイモ、ニンジン、ブロッコリーなどである。

建物や構造物が破壊される物損被害は 16 件あり、倉庫が破壊され侵入される、家の玄関が傷つけられる、電気柵が破壊される、お堂の板壁が破壊される、養魚場の番屋が破壊され侵入される、自動車のドアミラーを破壊されるなどの事例があった。

家畜の被害としてはヤギが 2 頭襲われ食害された。家畜ではないが、網柵に絡まり動けないシカを食害している事例も報告されている。

また、被害としては報告されていないが、植林されたスギの樹皮剥ぎも確認されている。

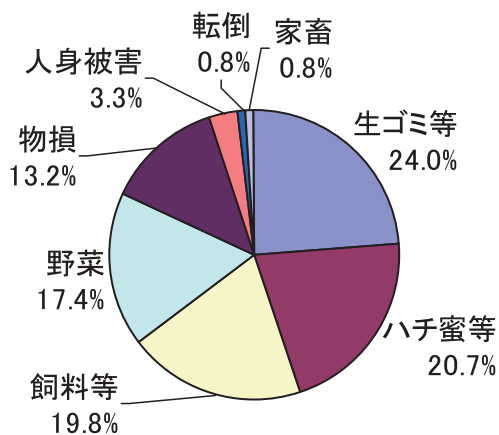


図 6 果樹以外の被害の内訳



写真 2 養蜂巣箱被害

3-3. 生活被害・精神被害

生活被害や精神被害については次のような事例がある。

- ・帰宅してみると、玄関先にツキノワグマが座っているので、家の中に入ることができない。
- ・玄関を開けるとツキノワグマがいて、立ち上がり威嚇される。
- ・昼間から出没しカキの木に登っており、追い払いをしても逃げない。
- ・集落の中心部、市役所所在の市街地内を徘徊する。
- ・スキー場リフト乗り場付近を徘徊する。
- ・除雪機を出そうとすると、倉庫の中から飛び出してくる。
- ・庭を歩き回っている。
- ・駅のホームにツキノワグマがいる。
- ・通学時に子どもたちが目撃する。
- ・夜間、家の近くで枝を折る音がばきばきと聞こえる。
- ・二階の窓のすぐ前のカキの木にツキノワグマが登っている。

このような状況は住民の日常生活にも大きな影響を与え、以下のような不便な生活を強いられている地域もある。

- ・夜間はできるだけ外に出ない。
- ・集落の中でも車で移動する。
- ・子供たちは通学時に鈴を携帯する。
- ・通学に親が車で送迎する。
- ・中学校では下校時刻を繰り上げ、クラブ活動時間を短縮する。
- ・大人も外出時は鈴を携帯する。
- ・駐車場から家まで、空き缶を鳴らしながら通行する。
- ・新聞配達が遅延する。
- ・毎日ツキノワグマの出没情報が防災無線で流れ、気が休まらない。

3-4. 人身被害

人身被害はこれまで年間0~2件を推移し、平成17年以降は深刻な人身被害は発生していなかった。しかし、平成22年度は4件発生した。この4件に共通していることは、早朝あるいは夕刻から日没後の早い時間帯であり、噛みつかれた、あるいは引っ掻かれた部位は、上半身から顔面・頭部である。幸い命に別状はなかったが、うち3件は重傷であった(表2)。

表2 平成22年度人身事故発生状況

月日	時刻	市町村	場所	年齢	性別	事故発生状況	被害種類	被害部位	被害程度	捕獲の有無
8/2	19:27頃	香美町	牛舎	43	男	牛舎に入る際、クマに襲われた。	引っ掻き・噛みつき	頭部、顔面	重傷	有り
9/18	5:50頃	豊岡市	水田	71	男	稲刈り作業準備をしていたところクマに襲われた。	引っ掻き	上半身	軽傷	有り
10/24	5:30頃	朝来市	道路	58	男	散歩中に襲われた。	引っ掻き、もみ合い	頭部、顔面、手	重傷	有り
11/26	16:00頃	豊岡市	作業小屋	84	男	干し柿の作業中に小屋内でクマに襲われた。	噛み付き	顔面	重傷	有り

3-5. 被害発生状況の考察

カキの一部、ナシ、ブドウ、リンゴ、モモについては出荷用果樹園での被害が多発しており、地域農業にも影響を与えている。また、飼料や養蜂巣箱の被害については、これらにツキノワグマが執着すると防御は困難であり、地域の畜産・水産・養蜂業に影響を与えていると考えられる。

餌を求めて建物に侵入しようとして破壊する事例や、集落内の生ゴミに執着したり、倉庫に侵入し穀類を食害したりする事例は、人と遭遇する可能性が高い。また、4件発生した人身被害のほかにも、有害捕獲のために檻を設置する時に町職員がツキノワグマに追いかけられたり、シカの一斉駆除で山に入っていた捕獲班員がツキノワグマに襲われた、という事例

も発生している。人身被害を回避することは地域住民にとっては切実な問題であり、そのことが日常生活に影響して、生活被害や精神被害を増大させている。

なお、人身被害4件のうち、少なくとも2件についてはツキノワグマの存在あるいは攻撃を予測できており、別の1件はツキノワグマを確認していたにもかかわらず、その場から逃れようとはしていなかった。ツキノワグマへの正しい対応をしていれば、事故を回避できた可能性があることから、人身事故の回避については、正しい知識の普及啓発が重要であると考えられる。

4. 被害防止対策

4-1. 被害防止対策の考え方

被害防止対策としては、集落や果樹園などをツキノワグマの餌場としないことを念頭に置き、①誘引物の除去、②環境の整備、③防御、④追い払い、⑤捕獲の5つの対策を柱として普及啓発を進めている。

①誘引物の除去

- ・収穫を終えた採り残しの農作物、野菜残さ、生ゴミなどについては早期に除去する。
- ・屋外に設置されたコンポストは、農舎などの屋内へ移動する。
- ・集落のカキやクリなどの果樹については、利用する予定のないものについても放置せず、可能な限り早期に除去し、可能なものは伐採する。
- ・人家や倉庫、神社などに野生ミツバチの巣がある場合は、ツキノワグマを誘引しないように速やかに除去する。

②環境の整備

・ツキノワグマの隠れ場所や通り道となりやすい集落や果樹園周辺の林縁部について、灌木や草の刈り払いを行うことにより見通しを良くし、人の生活圏とツキノワグマの生活圏との間にバッファゾーン（緩衝帯）を確保する。

③防御

- ・果樹園や養蜂巣箱などについては、あらかじめクマ用の電気柵を活用した囲い込みによる防護に努める。
- ・果樹の幹にトタン板を縦に巻き付けることにより、ツキノワグマの木登りを防ぐ。

④追い払い

- ・ツキノワグマが出没している場合には、花火、動物用駆逐煙火、礫の投擲などによる追い払いを実施する。

⑤有害捕獲

- ・他の対策を行なっても、ツキノワグマが出没し続ける場合、あるいは人身被害の危険性が高い場合については、ドラム缶オリにより速やかに有害捕獲を実施する。

4-2. 対策の推進状況と課題

誘引物の除去・環境の整備

誘引物の除去については、集落にツキノワグマを強く誘引していると考えられるカキの木の対策が最も重要と考えられる。しかし、住民の間には、ツキノワグマのために経費と労力を負担することに強い抵抗感がある場合が多い。また、カキの木の伐採は危険な作業であること、伐採対象となっている木の所有権をめぐる問題があることなどから、個人で取り組むことは困難な場合もある。藪の刈り払いなど環境整備についても同様の問題があり、これらの活動を推進するには大きな困難が伴う。しかし、住民に対してその必要性をしっかりと説明することにより、集落全体の課題として理解が得られれば、推進することが可能となる。但馬地域の香美町においては、平成20年度より町・但馬県民局・森林動物研究センターが連携し、ボランティアによる労力も活用しながら、4集落で約70本のカキの木の伐採に取り組んだ。また、自主的に取り組んでいる地域も含めて、徐々にではあるがツキノワグマを誘引する不要なカキの木を減らす取り組みや環境整備が行なわれている（写真3、写真4）。



写真3 カキの木の伐採作業



写真4 集落の環境整備状況

防御

クマ用の電気柵による防御は高い効果が期待できるが、多くの果樹園は山林に隣接した高低差の大きな土地にあり、周辺からの飛び込みや漏電を防止するのが困難な場合が多い。そのため、立地条件や設置者の技術レベルにより効果に差が出ているのが実情である。また、幹のトタン巻きについても、通直な幹の場合には高い効果が期待できるが、低い位置から枝分かれしているなど、樹形によっては効果的な設置が不可能な場合があり、これらの問題を解決しながら対策を進める必要がある（写真5、写真6）。

ツキノワグマの出没地域であっても、地域住民はクマ用の電気柵を所有していない場合がほとんどである。そのため、森林動物研究センターでは、地域の獣害対策協議会などで電気柵を保有し、緊急対応として電気柵を貸し出して設置する体制の整備を推進しており、すでに但馬地域の各自治体では整備されつつある。

追い払い

追い払いは危険を伴うため、安全が確保された状態での実施が原則であり、基本的には行政が対応し、住民自らの追い払いは推奨していない。夜間の場合は翌朝まで安全を確保しながら、ツキノワグマがいないことを確認した後に誘引物の除去、防御等の対策をとっている。

有害捕獲

有害捕獲については、1-6. 捕獲の状況の項で述べる。



写真5 電気柵による防御



写真6 幹へのトタン巻きによる防御

5. 出没時の対応

5-1. 出没対応基準

ツキノワグマが出没した場合、兵庫県では第2期ツキノワグマ保護管理計画に定められた出没対応基準に基づき対応している。県民の安全・安心の確保を第一に、併せて地域個体群の安定的維持を図ることを目標に、不必要な殺処分をせず危険な個体のみを排除していく取り組みを行なっている。

出没対応基準では、被害の発生状況に応じて対応内容を4区分に分けている（表3）。

表3 ツキノワグマ出没対応基準の概要

区分	出没状況	対応内容
第1区分	山中での目撃、一時的に人里へ出没した場合	○地域住民への注意喚起 (誘引物の有無の確認、正確な情報の収集など)
第2区分	出没により、精神被害を含めた被害を発生させた場合	○誘引物の除去(生ゴミ、果実など) ○防護柵の設置(果樹園、養蜂巣箱など) ○追い払い(花火、爆竹、轟音玉など)
第3区分	繰り返し出没し被害(精神被害を含む)を発生させた場合	○有害捕獲許可を受けて捕獲 ○人間や人里の怖さを知らしめて学習放獣* ○原則電波発信機を装着し行動追跡
第4区分	学習効果が認められない場合、人身被害の危険性が高い場合	○有害捕獲許可を受けて捕獲 ○できる限り苦痛を与えない方法で殺処分 ○処分個体は今後の保護管理のため研究に活用

*学習放獣：忌避条件付けをして放獣する手法。詳細は(関ほか 2011)を参照。

5-2. 出沒対応の流れ

ツキノワグマが出没した場合、その情報を早期に把握し、地域住民と行政が共有することが重要である。その上で、状況に応じて速やかな対策を行うことによって、ツキノワグマの行動を抑制し、被害拡大の防止を図っている。

目撃情報の把握

ツキノワグマを目撃したり、痕跡を確認した住民は、その地域に居住している住民にその情報を伝えるとともに、区長を通じるなどして、速やかに市町に情報を伝達する。

現地調査

出沒情報を把握した市町は現地調査を行い、状況に応じ県民局や森林動物研究センターとともに、誘引物の特定や危険度の把握、対策の検討などを行う。

注意喚起の徹底

地域住民全体で情報の共有化を図るため、集落内放送や防災無線等も活用して注意喚起を行なう。また、学校関係への情報提供なども徹底する。

対策の実施

現地調査結果から適切な対策を検討し、誘引物の除去や環境の整備、防御、追い払い、捕獲の対策を実施する。

5-3. 出沒対応の現状と課題

ツキノワグマの出沒情報が一部の住民にしか伝わらず、適切な対応がなされないまま放置された場合、ツキノワグマの出沒範囲の拡大や出沒頻度の増加が起こることが予想される。また、その後対策が行われても効果が現れず、人身事故が発生するなど、被害が拡大する可能性がある。

大量出沒地域では、住民がツキノワグマの出沒に慣れ、被害が発生していても行政に報告しない場合がある。一方、出沒の少ない地域では、単にツキノワグマが目撃されただけでイベントを中止するなど、過剰な対応も見られる。ツキノワグマ対策の正しい知識の住民への普及や、出沒情報が早期に行政に報告され、適切な対策が実施される体制作りが重要である。また、ツキノワグマの出沒に対して適切に対応できる職員の人材育成も重要な課題となっている。

6. 捕獲の状況

6-1. 有害捕獲の状況

防御や追い払いなどの対策を実施してもツキノワグマの出沒がなくなる場合、あるいは、人身被害の危険性が高く緊急を要する場合は、出沒対応基準に基づき有害捕獲が実施される。捕獲されたツキノワグマのうち、過去に学習放獣されていない個体、あるいは人身被害の危険性が高くないと判断される個体は、忌避条件付けを実施して放獣する。学習効果が認められない個体、あるいは人身被害の危険性が高い個体については殺処分される。

平成 22 年度は、101 頭が有害捕獲された（表 4、図 7）。平成元年以降でもっとも多く捕

獲された平成 16 年度の捕獲頭数は 25 頭であり、その 4 倍以上の捕獲頭数となった。8 月以降、集落内徘徊が多発したため、各地で有害捕獲を実施する状態が 12 月中旬まで継続した(表 4、図 8)。

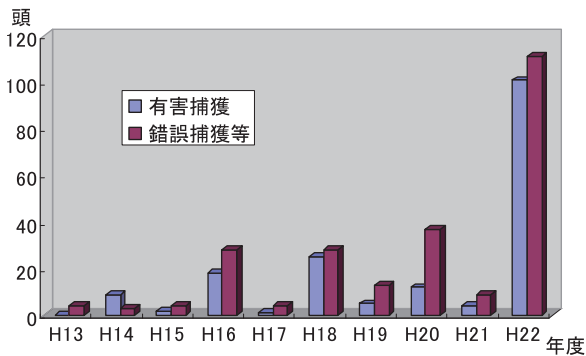


図 7 年度別捕獲頭数の推移

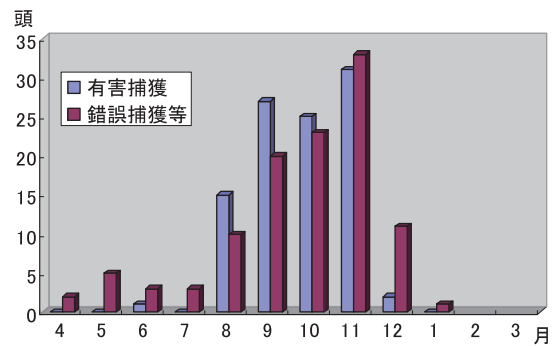


図 8 平成 22 年度月別捕獲数の推移

有害捕獲された 101 個体のうち、71 頭が殺処分対象個体で、69 頭が殺処分され 2 頭が作業中に死亡した。残り、30 頭については学習放獣した。71 頭の殺処分対象個体のうち、23 頭は過去に学習放獣を受けていた個体、3 頭は過去に捕獲歴のあった個体、45 頭は初めて捕獲された個体であったが、人身被害を発生させたり、庭先に繰り返し出没するなど人身被害の危険性の高い個体と判断されたものである。

6-2. 錯誤捕獲

イノシシやシカを対象とした狩猟あるいは有害捕獲のために設置されたはこわなやくくりわなに、ツキノワグマが間違っ捕獲(錯誤捕獲)される場合がある。錯誤捕獲については、ツキノワグマの保護管理上問題があるという面と、本来の目的であるイノシシやシカの有害捕獲が中断し、わなが破壊されるなどの被害という面がある。近年、錯誤捕獲は増加しており、平成 22 年度は、これまでの最高頭数の平成 20 年の 37 頭の約 3 倍となる 109 頭になった(表 4、図 7)。また、捕獲頭数全体に占める割合も高く、平成 15 年以降 50%を越える状態が続いており、大きな問題となっている。また平成 22 年度については、月別では目撃数の増加と連動するように 8 月から急増しており、猟期に入り狩猟による錯誤捕獲が発生する 11 月にピークとなり、33 頭捕獲された(表 4、図 8)。大部分のツキノワグマが冬眠している時期である 1 月にも 1 件発生している。錯誤捕獲された個体については、全て放獣されている。

6-3. 保護捕獲

親グマが有害捕獲あるいは錯誤捕獲され、親グマから離れられない子グマが近くにいる場合などには、保護捕獲が実施される。平成 22 年度は 2 頭のコグマが保護捕獲され、そのうち 1 頭は放獣され、1 頭は親グマが殺処分対象個体であったため殺処分された。

表4 ツキノワグマ捕獲状況

H23. 2月28日 捕獲完了分

1 H22年度捕獲頭数

年度	有害	誤捕獲等	合計
H22	101	111	212
H21	4	9	13
H20	12	37	49
H19	5	13	18
H18	25	28	53
H17	1	4	5
H16	18	28	46
H15	2	4	6
H14	9	3	12
H13	0	4	4

誤捕獲等には保護捕獲を含む

2 時期別捕獲数(年度比較)

(下段は誤捕獲及び保護捕獲で内数)

年度	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	合計
H22	2	5	4	3	25	47	48	64	13	1	0		212
	2	5	3	3	10	20	23	33	11	1	0		111
H21	0	1	2	1	3	4	0	0	2	0	0	0	13
	0	1	1	1	1	4	0	0	1	0	0	0	9
H20	1	0	1	5	4	4	16	14	4	0	0	0	49
	1	0	1	5	3	2	10	11	4	0	0	0	37
H19	1	2	0	1	3	0	0	6	5	0	0	0	18
	0	2	0	0	0	0	0	6	5	0	0	0	13
H18	0	0	0	1	2	7	15	22	6	0	0	0	53
	0	0	0	1	0	5	4	12	6	0	0	0	28
H17	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	5
	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4
H16	1	4	1	3	3	2	16	13	3	0	0	0	46
	1	4	1	3	1	1	5	9	3	0	0	0	28
H15	0	0	0	0	4	0	0	1	1	0	0	0	6
	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	4
H14	0	0	2	1	1	3	2	1	2	0	0	0	12
	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	3
H13	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	4
	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	4

3 地域別捕獲頭数(年度比較)

(下段は誤捕獲及び保護捕獲で内数)

年度	北但	南但	西播	丹波	中播	北播	阪神	東播	神戸	合計	内訳	放獣	捕殺	作業中死亡
H22	141	49	21	0	0	1	0	0	0	212		140	70	2
	72	28	10	0	0	1	0	0	0	111		110	1	0
H21	13	0	0	0	0	0	0	0	0	13		11	2	
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9		9	0	
H20	43	4	1	0	1	0	0	0	0	49		45	3	1
	33	2	1	0	1	0	0	0	0	37		36	0	1
H19	15	2	1	0	0	0	0	0	0	18		15	3	
	12	1	0	0	0	0	0	0	0	13		13	0	
H18	32	3	18	0	0	0	0	0	0	53		49	4	
	16	1	11	0	0	0	0	0	0	28		28	0	
H17	4	0	0	1	0	0	0	0	0	5		4	1	
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4		4	0	
H16	34	4	8	0	0	0	0	0	0	46		39	7	
	23	0	5	0	0	0	0	0	0	28		28	0	
H15	4	0	2	0	0	0	0	0	0	6		4	2	
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4		4	0	
H14	6	3	2	1	0	0	0	0	0	12		5	7	
	2	1	0	0	0	0	0	0	0	3		2	1	
H13	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4		0	4	
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4		0	4	

6-4. 捕獲対応の課題

捕獲されたツキノワグマは、捕獲わなから逃れようと暴れるため、たとえオリの中に入っていたとしても、人が近づくことは危険である。このため、捕獲場所に人が近づかないように安全を確保し、速やかに放獣あるいは殺処分を行なう必要がある。

兵庫県では、有害捕獲か錯誤捕獲かを問わず、原則として個体識別をするために麻酔をかけて不動化している。過去に捕獲歴がないかを確認し、出沒対応基準に基づき放獣か殺処分かを決定し、標識の装着や計測、資料採取、放獣作業を行なう。これらの作業は原則として森林動物研究センターの職員が行ない、補完的に専門業者へ委託することにより対応している。ツキノワグマが大量出沒することが予想される年には、捕獲対応業務の急増に対応するための体制を整備するほか、集落に出沒したツキノワグマに対する対応体制や集落や市町による対策指導を強化し、県民の安全安心の確保に努めている（写真7、写真8）。



写真7 有害捕獲用ドラム缶オリの設置状況
(集落内での捕獲のため安全管理が重要)



写真8 錯誤捕獲されたツキノワグマ
(箱わなから脱出しようとしている)

7. 普及啓発・人材育成

7-1. 普及啓発・人材育成の考え方

現状では、出沒地域の住民に対して、ツキノワグマの出沒予防対策や防御対策に関する基本的な知識が十分に浸透していないため、目撃や被害の発生がそのまま駆除の要望に繋がるという場合も多い。駆除だけではツキノワグマ問題は解決しないということと併せ、具体的な出沒対策、防御方法などの知識の普及が重要である。

一方、ツキノワグマの生息していない地域の住民に対しても、ツキノワグマの保護管理に対する理解を深め、ツキノワグマの生息地を訪れる場合を想定した知識を得てもらうために、普及啓発に努める必要がある。

また、被害防止対策の推進と出沒対応については、地域住民と直接接する市町職員及び県民局職員の役割が大きいため、これらの行政職員を対象とした研修を行い、適切なツキノワグマ対応ができる人材育成をする必要がある。

7-2. 実施状況

住民学習会

平成 22 年度はツキノワグマの大量出没がある程度予想されていたため、市町や県民局と連携し、但馬地域を中心に、クマ対策住民学習会を 19 回、約 850 名を対象に実施した（写真 9）。

一般県民への普及啓発

ツキノワグマの出没状況を広く一般県民にも知ってもらい、出没地域を訪れるときに注意喚起してもらうために、平成 22 年 4 月より、県民から寄せられた目撃情報を兵庫県森林動物研究センターのHP (<http://www.wmi-hyogo.jp/F1.php?M=B5&F=F1>) で公開している（図 9）。



写真 9 クマ学習会の開催状況



図 9 目撃情報 HP での公開

また、平成 23 年 2 月には広く一般県民を対象として、神戸市において「ツキノワグマの大量出没の要因と対策を考える」というテーマでシンポジウムを開催した。

県・市町職員人材育成研修

出没地域の住民に直接対応する市町職員および県民局職員を対象とした人材育成研修として、出没対応、追い払い技術、捕獲対応等の研修を 7 回、延べ 190 人を対象に実施した。（写真 10、写真 11）



写真 10 追い払い技術研修



写真 11 電気柵設置技術研修

8. まとめ

平成 22 年は、出沒情報、捕獲数、殺処分数、放獣数の全てが過去最多となった。大量出沒地域では、物的損失を伴う被害や人身被害だけでなく生活被害や精神被害も深刻で、ツキノワグマの出沒が日常生活に大きく影響した。このような状況の中で森林動物研究センターは市町・県民局（県出先機関）等と連携し、出沒地域住民及び一般県民に対する普及啓発を行うとともに、ツキノワグマ対策を推進する行政職員の人材育成に努め、被害の発生予防や出沒対応に取り組んだが、問題点や課題も残されている。

今後は、これまで明らかとなったツキノワグマの生態、個体数の動向、生息地管理の手法などにもとづき、出沒対応基準の見直しや、行政の取り組み体制の整備、県民に対する普及啓発に取り組み、「県民の安全と安心の確保」と「地域個体群の健全な維持」を両立させてゆく必要がある。

引用文献

兵庫県 2003 改訂・兵庫の貴重な自然－兵庫県版レッドデータブック 2003－. 兵庫県, 382pp.

兵庫県 2009 第 2 期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.

関香菜子・横山真弓・坂田宏志・森光由樹・斎田栄里奈・室山泰之 2011 ツキノワグマにおける捕獲理由の違い及び忌避条件付けの有無と土地利用の関係. 「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.71-83. 兵庫県森林動物研究センター.

鈴木克哉・横山真弓・藤木大介・稲葉一明 2011 ツキノワグマの誘引要因としてのカキの木分布様式と対策手法の検討. 「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.139-152. 兵庫県森林動物研究センター.

第 2 章

兵庫県におけるツキノワグマの管理のためのデータ収集

坂田宏志・横山真弓・森光由樹・中村幸子・斎田栄里奈

要 点

兵庫県では、森林動物研究センターにおいて、ツキノワグマの管理のために、(1)住民から行政に寄せられる出没情報、(2)捕獲や事故等による個体の確保があった時の情報、(3)捕獲個体からの情報およびサンプル、(4)発信器の追跡情報などのデータを収集し、データベース化している。この章では、その調査フォーマットを示す。

key words : モニタリング データベース 調査項目

1. はじめに

野生動物の保全と管理を適切に行っていくには、体系的なデータや標本の収集が必要である。兵庫県森林動物研究センターでは、特定鳥獣保護管理計画にそって、情報や標本の収集と整理および管理をおこなっている。これまで兵庫県のツキノワグマに関しては情報量が少なかったが、近年の出没情報や捕獲数の増加に伴い、収集可能な情報やサンプルが増加してきた。これらの情報を適切に集約する体制を整えることは、個体群の現状把握や将来予測、及び被害防止対策を推進する基盤となる。ここでは、兵庫県で行っているデータと標本の収集体制と調査フォーマットについて示す。

2. 住民から行政に寄せられる情報の収集と整理

住民から行政機関に寄せられる出没情報は、原則として市町でとりまとめ、県に報告されることになっている。2000年以降、報告件数は2,300件を超えている。森林動物研究センターが設置された2007年以降は、所定のフォーマット(表1)に従って報告され、森林動物研究センターのデータベースに登録され、管理されている。

3. 捕獲や事故等による個体の確保があった時の情報

ツキノワグマの有害捕獲や錯誤捕獲、その後の放獣や殺処分、および事故等による生体の確保や死体回収などの対応があった場合、その地点や作業内容に関する情報および個体に関する情報(身体計測やその特徴等)を表2のフォーマットで記録している。また、放獣の際には、原則として全ての個体に個体識別用のマイクロチップを装着し、個体ごとに対応記録を管理している。これらのデータは、出没情報と同様に兵庫県森林動物研究センターのデー

データベースに登録し管理している。1994年度から2010年度までに約500個体に関する延べ600回以上の対応記録を蓄積している。

4. 捕獲個体からの情報およびサンプル

兵庫県内で殺処分された、または事故等による死亡が確認された個体については、身体計測に加え、生物学および病理学的な情報の収集を目的に解剖し、表3のフォーマットで記録している。生物学的情報とはすなわち、食性（胃内容）、栄養状態（腎周囲脂肪蓄積量や背側部脂肪厚）、繁殖状況（子宮や黄体の観察や泌乳の確認）や遺伝情報であり、病理学的な情報とは、主に主要臓器の肉眼観察による病変の確認や臓器の計測である。同時にその後の分析目的に応じて、血液や各種臓器のサンプリングおよび保存（ホルマリン固定保存、アルコール固定保存、凍結保存）を行っている。2010年度までに、約150個体に関するデータおよびサンプルが収蔵されている。

5. 発信器の追跡情報

放獣個体の一部には、出没の監視や行動特性の把握を目的に、発信器を装着し、冬眠の時期をのぞいて、各個体につき週に1回以上を目標に位置情報を収集している。受信があった場合は、図1の様式で、調査日時やモータリティセンサー作動の有無、標準三角法による発信機位置等を記録している。1994年から現在まで、延べ324個体に発信器が装着され、1,413回の定位位置がデータベースに登録されている。また、発信器の移動停止が確認された場合は、可能な限り装着個体の状況確認をしている。

6. データの分析と今後のデータ収集体制

兵庫県においては、ツキノワグマの出没や捕獲の機会が増加しつつあり、社会的な状況も変化しつつある。その中で、長期的に収集した客観的なデータを適切に分析し、保全と管理の意思決定に活用していくことが重要である。ここで示したデータは、このモノグラフの他の章で示した分析をふまえて、兵庫県の政策に反映されて行く予定である。このような情報基盤を適切に維持していくこととともに、今後に向けて調査項目や収集標本を精査し、より効果的な情報収集体制や調査フォーマットを検討し、改善していく。

表1 住民からの出没情報を収集するフォーマット

ツキノワグマ目撃・痕跡等調査票

記入日 平成__年__月__日 記入者 所属・職・氏名_____

通報者 氏名		男・女	歳	住所	電話
目撃者 (通報者と違う場合)		男・女	歳	住所	電話
1. 目撃		2. 痕跡			
被害 無・有 ()			
日時：平成 年 月 日 時 分頃 (発生・確認)					天候
場所 (地番まで)		市・町			
集落の(内・近・外) 環境 (人家周辺・田畑果樹園等・道路上・山中・その他)					地図添付(有・無)
環境についての詳細					
誘引物 無・不明・有 ()			
目撃の状況	成獣__頭、幼獣__頭、不明__頭 目撃時のクマまでの距離__m				
	<input type="checkbox"/> ちらっと見ただけ <input type="checkbox"/> 人に気づくとすぐ逃げた <input type="checkbox"/> 人を見てもなかなか逃げない <input type="checkbox"/> 威嚇された <input type="checkbox"/> 攻撃された 目撃したクマの特徴 目撃時とその前後のクマの行動				
目撃者の状況	目撃までの状況				
	目撃後の対応				
痕跡状況	痕跡の種類 (足跡・爪痕・毛・糞・食痕・破壊等の跡・その他)				
	痕跡についての詳細				
対応状況	適用した対応: <input type="checkbox"/> 第1区分(注意喚起) <input type="checkbox"/> 第2区分(誘引物除去・防御・追払い) <input type="checkbox"/> 第3区分(有害捕獲) <input type="checkbox"/> 第4区分(殺処分) <input type="checkbox"/> その他()				
	市町の対応・備考等				
	センター記入欄				

一万分の1 図面等で場所の詳細が分かる図面を貼付してください。

表2 ツキノワグマの捕獲や放獣対応を記録する様式 (1/3)

ツキノワグマ捕獲・放獣対応記録票(3-1) 兵庫県森林動物研究センター

基本情報	調査者(記入者)			対応日:		
	個体ID(再捕獲時でのみ記入)			雌雄: ♂ ♀ 通称:		
捕獲情報	天候	晴・曇・雨・雪・霽・その他()				
	捕獲場所(住所地)					
	捕獲場所(緯度)	GPS計測値	*GPS測位忘れないで			
	捕獲場所(経度)					
	集落への近接度	集落内・集落近く・集落外	*集落近く(集落が標高100m以内で囲んでいる)			
	周辺環境	人家周辺・田畑果樹園等・山中・林縁部・その他()				
	周辺環境詳細	(果樹園・果樹園・牛舎の有無、林道、果樹園の有無など)				
	標高	m				
	捕獲理由	有害捕獲・経路捕獲・違法捕獲・保護捕獲・事故死・自然死・その他()				
	捕獲理由詳細	(有害捕獲の場合被害発生状況、被害物・捕獲物の状況、経路の場合本来の目的、保護の場合その理由など)				
	捕獲方法	ドラム缶罠・ほこワナ・くくりワナ・銃器・その他()				
	ワナの構造・状況詳細	(トラップはあるか、鼠出口はあるか、餌餌か、餌量は、大きさ、金目の幅など)				
	ワナ設置日	年 月 日				
	捕獲日時(確認日時)	年 月 日 時 分ごろ				
	市町への通報日時	年 月 日 時 分ごろ				
県への通報日時	年 月 日 時 分ごろ					
捕獲者住所氏名	住所	氏名				
捕獲時の気質・行動	活発・不活発 攻撃的・非攻撃的 その他特徴()					
外傷の有無	古傷:有・無 刺し傷:有・無 傷の状況()					
備考	(その他捕獲についての詳細、観察・耳取の有無など、その他特記事項)					
対応者	県	(センター、森林等職員氏名)				
	市町	(市町職員氏名)				
	委託者	(NPO職員氏名)				
	その他	(鳥獣保護員、捕獲者、捕獲会職員等氏名)				
	作業班の現場到着日時	年 月 日 時 分				
処理	処理	単独放獣・学習放獣・殺処分(銃器)・殺処分(薬殺)・脱出・その他()				
	処理の理由詳細	(処理方法の選定理由、なぜ殺処分したか保護管理計画上の区分など)				
放獣情報	捕獲重量	kg				
	麻酔必要量(1mg/kg換算)	ml	体重	F2mi	ケタmi	計
	F2ケタ以外の場合の薬剤内容・必要量	ml	1	0.04	0.05	0.09
	準備量(お茶室の量)	ml	10	0.4	0.5	0.9
	発射器具	発射銃・空気矢・筒方	20	0.8	1	1.8
	第1投成功時刻	時 分	30	1.2	1.5	2.7
	第1投麻酔量(混合液)	ml	40	1.6	2	3.6
	第2投麻酔量(混合液)	ml	50	2	2.5	4.5
	第3投麻酔量(混合液)	ml	100	4	5	9
	第3投麻酔量(混合液)	ml	2回目追加麻酔時刻		時 分	
	第4投麻酔量(混合液)	ml	2回目追加麻酔量		kg分 ml	
	第5投麻酔量(混合液)	ml	3回目追加麻酔時刻		時 分	
予定量成功時刻	時 分	3回目追加麻酔量		kg分 ml		
ヘッドダウン時刻	時 分	精液薬	薬剤名 アンチセダン・その他()			
1回目追加麻酔時刻	時 分	濃度等				
1回目追加麻酔量	kg分 ml	投与量・時間	時 分	ml		
備考						



↑投与量

表2 ツキノワグマの捕獲や放獣対応を記録する様式 (2/3)

ツキノワグマ捕獲・放獣対応記録票(3-2) 兵庫県森林動物研究センター

計測	作業開始時刻	時 分				
	体重	kg				
	全長	mm				
	全長(旧)	mm				
	体長	mm				
	胸囲(前)	mm				
	胸囲(後)	mm				
	首囲	mm				
	肩囲	mm				
	臀囲	mm				
	尾長	mm				
	尾尾長	mm				
	計測体側名	右・左				
	体高	mm				
	肩高ツメなし	mm				
	前足長ツメなし	mm				
	掌球(長)	mm				
	掌球(幅)	mm				
	前足長ツメあり	mm				
	前足長ツメなし	mm				
後足長ツメあり	mm					
後足長ツメなし	mm					
後足長ツメあり	mm					
後足長ツメなし	mm					
足底球(長)	mm					
足底球(幅)	mm					
耳介長(内)	mm					
耳介長(外)	mm					
耳介幅	mm					
		1 乳頭長左	mm	脂肪厚(エコー) A _____ mm B _____ mm C _____ mm D _____ mm 		
		2 乳頭長左	mm			
		3 乳頭長左	mm			
		1 乳頭長右	mm			
		2 乳頭長右	mm			
		3 乳頭長右	mm			
		種間長左	mm			
		種間厚さ左	mm			
		種間長右	mm	Penis Bone mm		
		種間厚さ右	mm			
×ここで麻酔管理チェック ×下線なし薄字項目は省略可						
備考						
サンプル	血液	ml	TPR	計測時刻	時 分	×採血時にヘパリン忘れないように
	体毛	有・無		体温(℃)	℃	
	皮膚	有・無		心拍数(回/分)	回/分	
	鼻	有・無		呼吸数(回/分)	回/分	
	尿スミア	有・無				
	外寄生虫	有・無				
	備考					
外観観察	シキ/口輪の形状	大・中・小、明確・不明瞭、一律・左右に分かれる、白斑無し、下顎に小さな白斑あり、左右対称・非対称、V型・U型、一型・逆三角形 ×写真撮影すること				
	油の厚減度	厚減度: 重・中・軽～無 欠損: 多・有・無 折損: 多・有・無				
	体色	黒・黒褐色・褐・黒灰・灰・その他()				
	毛ツヤ	良・普通・不良				
	毛長	長・普通・短				
	外寄生虫(特記)	多・普通・少				
備考						
繁殖状況	子達の有無	無・1・2・3 頭 (当歳一歳 ♀: 頭, ♀: 頭)				
	泌乳	有・無				
備考						

表2 ツキノワグマの捕獲や放獣対応を記録する様式 (3/3)

ツキノワグマ捕獲・放獣対応記録票(3-3) 兵庫県森林動物研究センター

歯関係	抜歯部位		* 抜歯はP1が基本 ×:欠損(先天的) △:折損(後天的=歯などへのかみつき) ※:齧による摩滅? 摩耗度 + :軽 ++ :中 +++ :重 ○ :萌出のみ確認
	下顎右	上顎右	
	M3	M2	
	M2	M1	
	M1	P4	
	P4	P3	
	P3	P2	
	P2	P1	
	P1	C	
	C	I3	
	I3	I2	
	I2	I1	
	I1		
下顎左	上顎左		
	I1	I1	
	I2	I2	
	I3	I3	
	C	C	
	P1	P1	
	P2	P2	
	P3	P3	
	P4	P4	
	M1	M1	
	M2	M2	
	M3		
	備考		
			
* 麻酔管理チェックOK? * 歯の損傷、摩滅状況など、写真撮影しておくこと			
標識	マイクロチップ		マイクロチップシール貼り付け
	耳タグID(右)	丸橙・角黄	*丸橙が基本、♂右、♀左
	耳タグID(左)	丸橙・角黄	*角黄は有害に丸橙の反対側
放獣情報	放獣日時	年 月 日 時 分	* 耳タグ、有害は二つ、誤捕獲単純放獣はなし
	放獣場所(住所地)		
	放獣場所(緯度)		* GPS測定値
	放獣場所(経度)		* GPS測定値
	集落への近接度	集落内・集落近く・集落外	
	周辺環境	人家周辺・田畑果樹園等・山中・林縁部・その他()	
	周辺環境詳細		
	気質・行動(放獣時)	活発・非活発 攻撃的・非攻撃的 錯乱状態 覚醒不十分 その他()	
	忌避条件付け内容	クマスプレー・轟音玉・爆竹・花火弾・ゴム弾・サイレン・イヌ・人の声・オリ叩き・その他()	
	忌避条件付け反応	萎縮した、萎縮しない	
	備考	アタックの有無、方獣時の特記事項など	
電波発信機	装着の有無	無・地上波・GPS・GPS+地上波(イヤ)・地上波+地上波(イヤ)・その他()	
	周波数1(地上波)		GPS GPS GPS 以下複数の場合は首輪優先で記入
	周波数2(地上波イヤ)		
	周波数3(GPS)		
	モータリティー		
	ドロップオフCD		
	ダウンロードID		
	メーカー	LOTEK・ATS・その他()	
	製造年月日	年 月 日	
	脱落装置		
	ベルト色	赤・黄・赤と黄・茶・黒・その他()	
	脱落予定日	年 月 日	
	GPS測位スケジュール情報		
	備考		
最終チェック	マイクロチップ、耳票、採血、歯、毛、皮膚、計測 * 記録者チェックしてください。		

表3 ツキノワグマの解剖を記録する様式

ツキノワグマ解剖記録用紙				個体ID/個体名					
個体番号	Tukinowa-			解剖担当			捕獲年月日	年 月 日	
捕獲場所							回収者		
捕獲状況									
年齢	歳	性別	♂	♀	左側	耳介長	(内) mm	前肢長(ツメなし)	mm
体重	kg	頸圍(前)	mm			耳介幅	(外) mm	後足長	ツメアリ mm
全長(頭)	mm	頸圍(後)	mm			前掌長	ツメアリ mm	ツメなし	mm
全長(首)	mm	背圍	mm			掌球	長 mm	後掌長	ツメアリ mm
体長	mm	胸圍	mm			幅 mm	mm	ツメなし	mm
尾長	mm	肩圍	mm			種歯/歯槽	長 mm	足底球	長 mm
体高	mm	腰圍	mm			幅 mm	mm	幅	mm
肩高+コウシ	mm					種歯/歯槽	厚 mm	重量	mm
心臓	長	臓臓	長	mm	右側	耳介長	(内) mm	前肢長(ツメなし)	mm
	幅		幅	mm		耳介幅	(外) mm	後足長	ツメアリ mm
	厚		厚	mm		前掌長	ツメアリ mm	ツメなし	mm
肝臓	長	臓臓	長	mm		掌球	長 mm	後掌長	ツメアリ mm
	幅		幅	mm		幅 mm	mm	ツメなし	mm
	厚		厚	mm		種歯/歯槽	長 mm	足底球	長 mm
腎臓(1)	長	腎臓(2)	長	mm		幅 mm	厚 mm	重量	mm
	幅		幅	mm		サンプリング箇所			
	厚		厚	mm	全身骨格	上顎・下顎・歯			
腎脂肪(1)	g	腎脂肪(2)	g	脾臓・胸骨・肺臓(各1種, 80%アルコール)					
副腎(1)	長	副腎(2)	長	mm	上腕骨・肩甲骨・大腿骨・脛骨(80%アルコール)				
	幅		幅	mm	腎内容(アルコール・冷凍)				
	厚		厚	mm	筋肉(アルコール・冷凍)				
甲状腺(1) 右	長	甲状腺(2) 左	長	mm	内臓小片(心・腎・肝・肺・脾・膵)	直腸糞(アルコール・冷凍)			
	幅		幅	mm	十二指腸・空腸・回腸(ホルマリン)				
	厚		厚	mm	甲状腺・上皮小体・副腎(ホルマリン)				
大横脂肪	kg	腸間膜脂肪	kg	ダニ・体毛	血液(血清 本)	精巣・卵巣・子宮	泌乳	有・無	
皮下脂肪	kg	脳内重量	kg	骨髄細胞(冷凍)	胎盤膜	有・無/ 個			
脂肪厚(実測)					解剖所見・備考				
A	mm					左心室壁厚	mm		
B	mm					右心室壁厚	mm		
C	mm					中横壁厚	mm		
D	mm					(左心室の上端から末端の中間の横断面で計測)			
脂肪厚(エコー)									
A	mm								
B	mm								
C	mm								
D	mm								

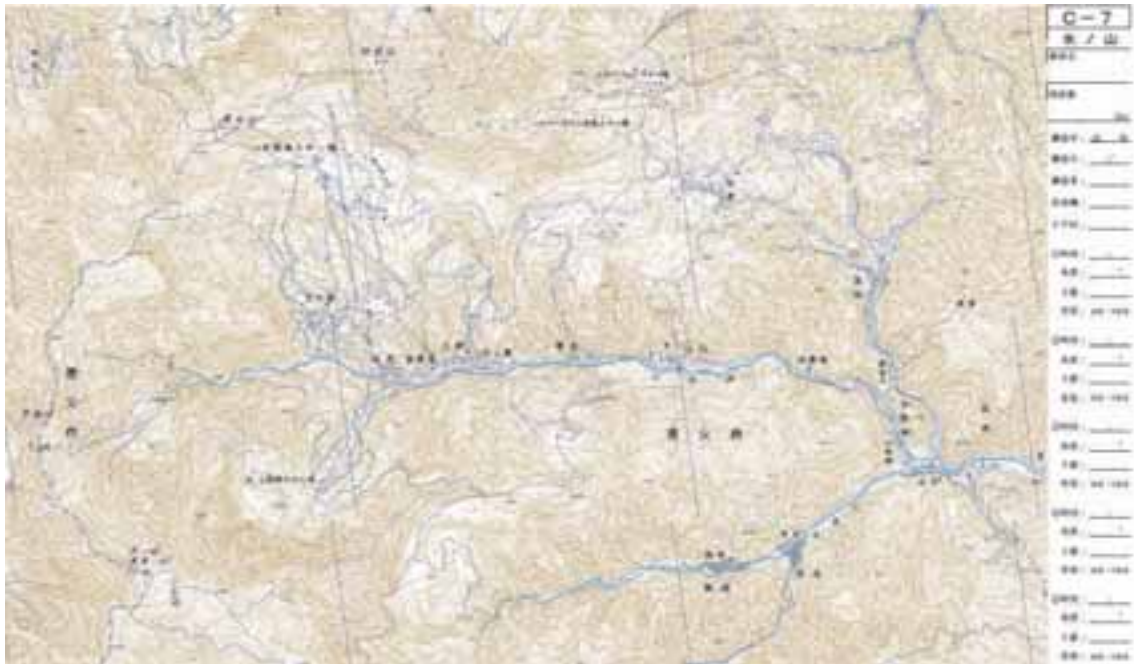


図1 追跡作業記録用紙

左側の1/25,000地図に標準三角法による作業内容を記録、右側に調査日時やモータリティセンサー作動有無などを記録。右側の記録項目は、上から順に、シートごとの項目として、個体名、周波数、調査年、調査日、調査者、受信機、PPMを記録し、1回の位置確認ごとに時刻、角度、S値、受信(安定・不安定)を記録する。地図には、位置確認ごとに番号と対応させて、3箇所の測位点と入感方向を記録する。

謝辞

本研究の一部は、環境省の環境研究総合推進費(D-1003)により実施された。

第 3 章

ツキノワグマの生息動向と個体数の推定

坂田宏志・岸本康誉・関香奈子

要 点

- ・ 兵庫県のツキノワグマの自然増加率や個体数の推定を、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。
- ・ 推定モデルは、出没情報件数、捕獲数、捕殺数、標識放獣数とその再捕獲数などの管理業務から体系的に得られるデータをもとに構築し、ブナ科堅果類の豊凶の影響を補正するモデルとした。
- ・ 自然増加率は堅果類の豊凶によって変動するが、平均して 20%前後と推定され、凶作の年でも減少していた可能性は低いと推定された。
- ・ 個体数は、順調な増加傾向にあり、2010 年当初の段階で、中央値で 650 頭程度（90% 信頼限界では 300～1,650 頭程度）であると推定された。

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

1. はじめに

この論文では、兵庫県におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の保全と管理の意思決定に資するため、自然増加率や生息個体数などの推定を行う。また、その作業の中で、保全と被害対策の両立が必要な地域（特に、学習放獣や錯誤捕獲個体の放獣が行われている地域）における、個体群動態把握のための解析手法を確立することを目指す。

推定には、兵庫県が実際の管理事業の中に組み込んで体系的に収集しているデータを用いる。具体的には、兵庫県森林動物研究センターが行っている錯誤捕獲個体の放獣や有害捕獲個体の学習放獣の記録、殺処分や事故死などの人為的な死亡個体の記録、市町で記録している出没情報の件数などである。保全と管理の意思決定に資するためには、その地域の対策事業と連動して、長期的・広域的な視点から意思決定に有効な推定を行う必要がある。管理事業の中で体系的に収集したデータを用いて推定することには、(1)事業の進行と密接に関連した推定が行える、(2)管理対象地域や期間を網羅的かつ体系的にモニタリングすることが可能になる、(3)実質的な管理業務と別に調査を行う必要がないため、限られた予算と人材や労力を有効に活用できるなど、多くの意義がある。

一方で、これらのデータは、社会的な条件や自然環境の変動によって影響される。推定においては、それによって生じる誤差や偏りにも配慮しなくてはならない。特に、出没件数や捕獲数は、ブナ科堅果類の豊凶に大きく左右されることが明らかになっている。(Oka *et al.* 2004) 豊凶については別途行った調査(藤木ほか 2011)のデータを用いて、その影響を考

慮した推定を行う。また、データによって定量化したり、因果関係を明確にモデル化できない変動については、推定モデルの中で妥当な確率論的仮定を設けて、その変動の大きさを推定することとする。

自然増加率や個体数の推定は、上記の方針に基づいて、収集できたデータとの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によって推定する。これらの作業の中では、自然増加率、個体数の他に、標識放獣した個体の生存率や生存数、豊凶に応じて変化する個体数と出没件数の関係を規定する係数や捕獲率、出没件数や捕獲数を左右す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。

2. 方法

対象とする期間と地域

対象期間は 1994 年から 2010 年まで、対象地域は兵庫県とする。分析の際は、年度ではなく 1 月から 12 月までの年で区切る。

用いたデータ

推定にあたっては、次にあげるデータを用いた。

出没情報件数 $Sight[i]$: i 年に行政に寄せられたツキノワグマの目撃や痕跡等の情報を集計し、年ごとの合計件数を出没情報件数として扱う。兵庫県では県内の市町に寄せられた情報が、所定のフォーマットで記録され、県の農林事務所を通じて森林動物研究センターで全県の情報が集計されている（稲葉 2011）。出没情報件数は、個体数を反映する指標として用いる。

初捕獲個体数 $Cn[i]$: i 年に確保され、放獣の標識の有無を確認できた生体または死体のうち、標識がないことが確認された個体数。標識にはマイクロチップ、イヤタグ、テレメトリー発信機つきの首輪などがある。兵庫県でツキノワグマを放獣する際には、原則としてすべての個体にマイクロチップを装着している（坂田ほか 2011）。

再捕獲個体数 $Cm[i]$: i 年に確保された生体または死体のうち、放獣の標識を装着していることが確認できた個体数。

捕獲個体数 $CT[i]$: 生体・死体を問わず、 i 年に捕獲や交通事故等の人為的な行為によって確保された全個体数。個体数の動向を反映する指標として扱う。ただし、独立した調査計画に基づいて実施される学術捕獲による捕獲数は、個体数動向の指標としてはふさわしくない。そのため学術捕獲の捕獲数はこの変数には含めない。

新規標識放獣個体数 $Rm[i]$: i 年に新たに標識をして放獣した個体数。

人為的死亡個体数 $Kill[i]$: i 年に人為的に死亡した個体数（交通事故等による死亡も含む）。

人為的死亡（標識あり）個体数 $Killm[i]$: i 年に人為的に死亡した個体のうち、前年度までの放獣の標識が付いていた個体数（ $Kill[i]$ の内数）。

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、平均 0、分散 1 に標準化して用いる。

なお、捕獲のカウントについては、同一年内に同一個体が再捕獲や再放獣された場合は、繰り返しカウントしない。以上の方法で集計されたデータは表 1 のとおりである。

表 1 入力データセット

year	Sight	Cn	Cm	CT	Rm	Kill	Killm	Nut
1994		19	0	9	19	9	0	
1995		16	2	1	16	1	0	
1996		4	3	10	4	10	0	
1997		10	2	5	9	2	0	
1998		11	2	15	10	14	0	
1999		11	5	9	11	7	0	
2000	350	3	3	20	3	14	0	
2001	118	3	2	4	3	4	0	
2002	224	12	0	12	5	7	0	
2003	96	6	0	7	4	3	0	
2004	985	47	1	51	35	9	3	
2005	125	5	0	5	3	2	0	0.670563
2006	743	49	5	61	43	11	3	0.205056
2007	190	17	6	17	16	3	3	1.074838
2008	448	40	11	49	38	7	4	0.473703
2009	181	16	4	13	14	2	0	1.292892
2010	1617	160	35	193	91	84	24	0.120576

推定するパラメータ

以下の考え方に基づいて、lire、irr、psp、psr、pcp、pcr、lnN1994、nutx1994–2004、sightv、CTv、mkv の 21 の変数について事前分布を設定して推定し、目的である自然増減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 のとおりである。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. 調査の行われていない年の豊凶指数 $\text{nutx}[i]$: i 年のブナ科堅果類の豊凶指数の推定値。平均 0、分散 1 に標準化された指数とし、事前分布も期待値 0、分散 1 の正規分布とする。
2. 自然増減率 $\text{ir}[i]$: i 年の自然増減率。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。自然増加率は豊凶によって変動すると考え

$$1+\text{ir}[i]=\exp(\text{lire}) \times \exp(\text{irr} \times \text{Nut}[i])$$

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。irr については、年齢構成（斎田ほか 2011）や妊娠率（中村ほか 2011）、テレメトリー調査で確認した生存率（未発表：平均で 79%以上と推定され、豊凶による変動は小さかった）の調査結果を考え合わせると、大きな変動の範囲は限定されると考えられることから、事前分布は分散を狭めた正規分布とする。

3. 個体数と出没情報件数の比率を示す係数 $\text{ps}[i]$: i 年の係数。この係数は豊凶によって変動すると考え

$$ps[i] = \exp(psp) \times \exp(psr \times nut[i])$$

とする。psp、psrともに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。

4. 捕獲率 pc[i] : i年の捕獲率。この捕獲率は豊凶によって変動すると考え

$$pc[i] = 1 / (1 + \exp(-pcp \times \exp(pcr \times nut[i])))$$

とする。pcp、pcrともに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。2~4については、調査を行っていない年の豊凶指数 Nut[i]については、推定値である nutx[i]を代入する。

5. 1994年当初の生息個体数の自然対数値 lnN1994 : 兵庫県がこの時期に行った調査結果に基づく推定値を期待値として、推定の誤差を見込み、分散は大きめに設定する。
6. 標識個体の生存・関与率 sv : 標識放獣された個体が、次の捕獲の対象となる割合を表す係数。具体的には、生存率や捕獲によって2回目以降の捕獲確率が変化する影響などを、反映させる係数。テレメトリー調査による生存率に関する結果（前掲、未発表）を踏まえ、豊凶によって変わらないと仮定する。調査結果は変動も小さいため、分散も小さめとする。
7. 出没件数、捕獲数、再捕獲個体の割合の期待値からの誤差分散 sightv、CTv、mkv : それぞれ、観測モデルで示す確率分布の誤差分散として推定する。データの変動のうち誤差分散で説明する部分はなるべく小さくするという考え方から、事前分布の尤度関数のうち推定値の変化によって変動する部分を、それぞれ $-\log(\text{sightv})$ 、 $-\log(\text{CTv})$ 、 $-\log(\text{mkv})$ とする。
8. 各推定変数の初期値は、事前分布の期待値と初期値とした。尤度関数の変動部分をを設定したのみで期待値が計算できない sightv、CTv、mkv については、それぞれ初期値を0.1とした。

個体群動態の過程モデル

個体群動態の過程モデルは、全生息個体数と、対象となる標識付きの生息個体数について、以下のように変化するものと仮定する。

$$N[i+1] = (N[i] - \text{Kill}[i]) \times (1 + ir[i])$$

$$Nm[i+1] = (Nm[i] + Rm[i] - \text{Killm}[i]) \times sv$$

ここで N[i] と Nm[i] は、それぞれ i 年の生息個体数と i 年に生存し捕獲される可能性のある標識付き個体の生息個体数の推定値。

推定初年の全生息個体数 $N1994 = \exp(\ln N1994)$ とし、1994年当初以前には標識放獣は実施していないため $Nm1994 = 0$ とする。

生息個体数および標識付きの生息個体数は、いずれも冬眠あけの時点での個体数を想定している。

表2 推定した変数とその初期値および事前分布

正規分布は(期待値, 分散)を示し、その他は尤度関数の推定値によって変化する項のみを示す。

ブロック	推定変数	初期値	事前分布
1	lire	0.1148	正規分布(log(1.15)-0.5*0.05, 0.05)
1	irr	0	正規分布(0, 0.01)
1	psp	-4.8602	正規分布(log(1.15)-0.5*10, 10)
1	psr	0	正規分布(0,5)
1	pcp	-1.3863	正規分布(log(0.2/(1-0.2)), 10)
1	pcr	0	正規分布(0, 5)
1	svp	1.3863	正規分布(log(0.8/(1-0.8)), 1)
1	lnN1994	-0.3948	正規分布(log(100)-0.5*10, 10)
1	nutx1994-nutx 2004	0	正規分布(0,var=1)
2	sightv	0.1000	-log(sightv)
2	CTv	0.1000	-log(CTv)
2	mkv	0.1000	-log(mkv)

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. 出没情報件数に関する観測モデル

$$\log(\text{Sight}[i]) = \log(\text{ps}[i] \times N[i]) + e_{\text{sight}}[i]$$

2. 捕獲件数に関する観測モデル

$$\log(\text{CT}[i]) = \log(\text{ps}[i] \times N[i]) + e_{\text{CT}}[i]$$

3. 標識個体の捕獲割合に関する観測モデル

$$\log((\text{Cm}[i]+0.1)/(\text{Cn}[i]+0.1)) = \log((\text{Nm}[i]+0.1)/(N[i] - \text{Nm}[i]+0.1)) + e_{\text{mk}}[i]$$

$e_{\text{sight}}[i]$ 、 $e_{\text{CT}}[i]$ 、 $e_{\text{mk}}[i]$ は、誤差変動を示し、それぞれ期待値 0、分散が sightv、CTv、mkv 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/STAT9.22 の MCMC Procedure を用いた (SAS Institute Inc. 2010)。

サンプリング

推定変数を表2のとおり2つのブロックに分けて、独立サンプラーを用いたメトロポリス法によっ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1000万回はサンプリングせず、次の1000万回のうち1,000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1000万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±7.5%の範囲の採択率になるように、SCALE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 1,000 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、棄却水準が 0.05 にならないことを基準とした。

3. 結果

収束

サンプリングの採択率は、ブロック 1 が 30.8%、ブロック 2 が 27.3%であった。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 5,000 を超え、良好なサンプリングができたと判断された。Geweke 検定では、nutx1995 以外の推定変数は、すべて両方の基準を上回り収束していると判断できた。nutx1995 については、 $P=0.016$ と前後のサンプルの間で有意差があった。ただし、その差は小さかったため（推定値で 0.062、増加率、出没の係数、捕獲率に換算した値ではそれぞれ 0.003、0.019、0.002）、他のすべての変数で有意差がなかった結果も踏まえて、推定値に大きな影響は無いものと判断した。

推定値

推定した変数の事後分布は表 3 の通りであった。

表 3 の結果に基づいて計算した各年の自然増加率と、標識個体の生存・関与率は表 4 のとおりであった。自然増加率は堅果類の豊凶によって左右されるが、全体として、中央値で毎年 20%前後増加していると推定された。90%信頼限界の下限（5%点）を見ても減少と推定される年は少なく、またその減少率も小さいため、凶作の年でも兵庫県のツキノワグマが自然に減少している可能性は非常に低いと推定された。

さらに、これらの結果に基づいて計算した個体数の動向を図 1 に示す。また、各年の生息個体数と、生存し捕獲される可能性のある標識付きの生息個体数は表 5 のとおりであった。個体数は、1990 年代はこれまでの兵庫県の個体数推定（野生動物保護管理事務所 1996; 兵庫県 2009）と同じく 100 頭程度の少ない水準で変動していたと推定されたが、その後順調に増加していると推定された。

推定された生息個体数と出没情報件数の比率を示す係数と捕獲率は、表 6 のとおりである。

表3 事後分布の統計量

推定値	平均	標準偏差	5%点	中央値	95 %点
lire	0.2049	0.0497	0.1247	0.2037	0.2884
irr	0.0459	0.0854	-0.0938	0.0453	0.1872
psp	0.062	0.5218	-0.8427	0.1034	0.8537
psr	-0.7797	0.1618	-1.0431	-0.7779	-0.5226
pcp	-2.2588	0.6333	-3.309	-2.2454	-1.2519
pcr	0.3666	0.1557	0.1705	0.3436	0.6393
svp	1.4449	0.683	0.5945	1.3058	2.7544
lnN1994	4.1925	0.4756	3.511	4.1359	5.0679
nutx1994	-0.5084	0.7611	-1.7801	-0.4882	0.7039
nutx1995	1.3049	0.7581	-0.0247	1.3465	2.4738
nutx1996	-0.3887	0.7539	-1.6547	-0.3753	0.817
nutx1997	0.1743	0.7255	-1.0891	0.2202	1.2764
nutx1998	-0.5267	0.7567	-1.7963	-0.504	0.6597
nutx1999	-0.1156	0.7158	-1.3517	-0.0868	1.0065
nutx2000	-1.0798	0.5048	-1.8871	-1.0898	-0.2383
nutx2001	0.3509	0.479	-0.4208	0.3459	1.1305
nutx2002	-0.308	0.4634	-1.0476	-0.3186	0.4785
nutx2003	0.7066	0.4185	0.0313	0.7019	1.3873
nutx2004	-1.6085	0.5046	-2.4149	-1.627	-0.767
sightv	0.1623	0.1276	0.0485	0.1264	0.3883
CTv	0.433	0.2576	0.1762	0.3719	0.8841
mkv	1.1306	1.2859	0.2666	0.781	3.107

表4 推定された自然増加率(ir[i])と、標識個体の生存・関与率(sv)

変数	平均	標準偏差	5%点	中央値	95%点
ir1994	0.2017	0.1076	0.0187	0.2057	0.3652
ir1995	0.3194	0.1984	0.0463	0.2909	0.6753
ir1996	0.2175	0.1037	0.0590	0.2154	0.3810
ir1997	0.2512	0.1042	0.1032	0.2418	0.4294
ir1998	0.2085	0.1030	0.0367	0.2094	0.3714
ir1999	0.2317	0.0945	0.0910	0.2278	0.3882
ir2000	0.1747	0.1194	-0.0126	0.1717	0.3790
ir2001	0.2517	0.0867	0.1184	0.2489	0.3934
ir2002	0.2144	0.0711	0.1070	0.2121	0.3333
ir2003	0.2795	0.1175	0.1096	0.2705	0.4840
ir2004	0.1480	0.1612	-0.1068	0.1447	0.4205
ir2005	0.2326	0.0626	0.1352	0.2293	0.3421
ir2006	0.1810	0.1039	0.0075	0.1816	0.3513
ir2007	0.2868	0.1264	0.0928	0.2799	0.5050
ir2008	0.2095	0.0666	0.1002	0.2100	0.3165
ir2009	0.3199	0.1772	0.0519	0.3084	0.6305
ir2010	0.1727	0.1185	-0.0230	0.1721	0.3691
sv	0.7893	0.0916	0.6444	0.7868	0.9402

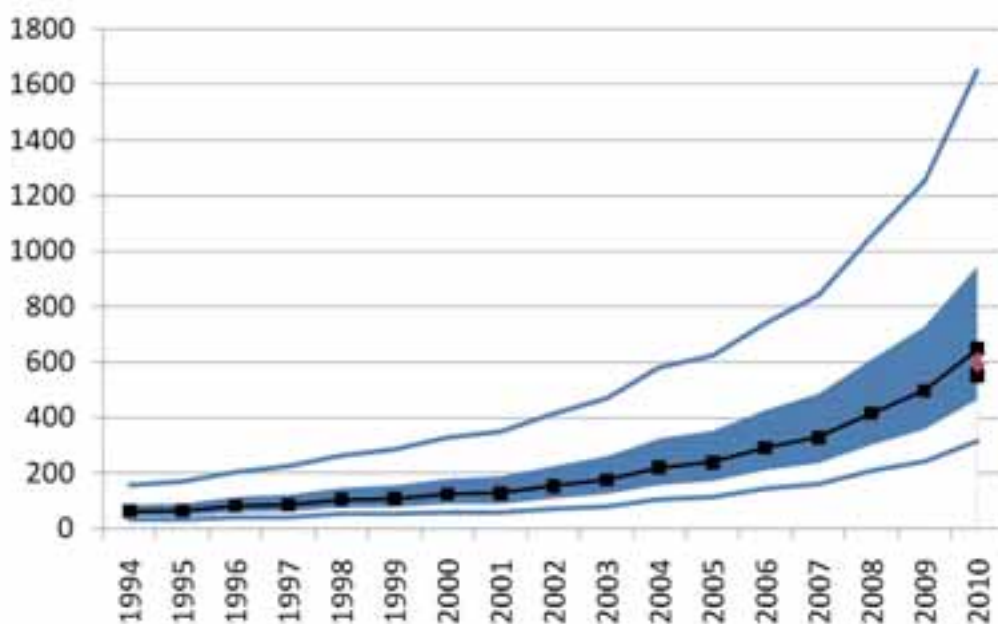


図1 兵庫県のツキノワグマの推定生息個体数の動向

中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。2010年の矢印は、その年の人為的な死亡による減少分(84頭)を示す。

表5 推定された生息個体数 $N[i]$ および標識付きの生息個体数 $Nm[i]$

変数	平均	標準偏差	5%点	50 %点	95 %点
N1994	75.1	46.4	33.5	62.5	158.8
N1995	77.5	50.4	31.6	63.8	168.7
N1996	97.8	59.4	42.7	82.1	205.5
N1997	104.2	65.9	43.0	86.6	223.5
N1998	125.5	76.3	54.5	105.0	264.4
N1999	131.4	84.0	52.7	108.7	285.6
N2000	150.1	96.3	59.4	124.5	326.1
N2001	156.1	105.2	57.7	128.0	348.5
N2002	187.1	124.4	70.5	153.9	412.0
N2003	215.3	143.0	81.4	176.6	468.5
N2004	268.2	176.8	103.5	220.5	579.8
N2005	290.5	191.2	114.2	239.1	622.5
N2006	351.7	227.4	144.2	291.0	740.4
N2007	399.3	264.5	159.3	329.2	843.5
N2008	502.6	327.9	207.2	416.5	1050.8
N2009	596.8	392.2	242.4	497.9	1252.6
N2010	780.5	524.4	313.8	648.6	1650.8
Nm1994	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nm1995	15.0	1.7	12.2	14.9	17.9
Nm1996	24.6	4.2	18.2	24.4	31.8
Nm1997	23.0	6.0	14.3	22.3	33.7
Nm1998	25.8	7.8	15.0	24.6	40.1
Nm1999	29.0	9.7	16.1	27.2	47.1
Nm2000	32.4	11.6	17.5	30.1	54.7
Nm2001	29.0	12.9	13.2	26.0	54.2
Nm2002	26.4	13.7	10.4	22.8	53.8
Nm2003	26.0	14.3	9.9	21.9	55.3
Nm2004	24.9	14.8	9.0	20.4	55.7
Nm2005	46.2	17.7	26.4	41.2	82.5
Nm2006	40.4	19.4	19.0	34.8	80.4
Nm2007	65.1	23.6	38.0	58.8	113.2
Nm2008	63.7	26.9	32.9	56.5	118.6
Nm2009	79.5	31.5	43.1	71.2	143.5
Nm2010	76.6	35.0	36.8	67.1	148.1

表6 生息個体数と出没情報件数の比率を示す係数 $ps[i]$ と捕獲率 $pc[i]$

変数	平均	標準偏差	5%点	50%点	95%点
ps1994	2.1120	1.9344	0.4634	1.5887	5.4727
ps1995	0.5310	0.5679	0.1038	0.3939	1.3533
ps1996	1.9569	2.1355	0.4175	1.4426	4.9003
ps1997	1.2706	1.4225	0.2791	0.9313	3.3108
ps1998	2.2055	2.9452	0.4668	1.6096	5.7314
ps1999	1.5843	1.6817	0.3367	1.1709	4.0500
ps2000	2.9204	1.7829	0.8636	2.5375	6.2823
ps2001	0.9835	0.6215	0.2815	0.8469	2.1471
ps2002	1.6251	1.0369	0.4721	1.3778	3.5965
ps2003	0.7402	0.4613	0.2235	0.6424	1.6108
ps2004	4.4000	2.8159	1.2551	3.7725	9.5470
ps2005	1.1484	0.5767	0.4096	1.0544	2.2350
ps2006	2.4986	1.3016	0.8795	2.2773	4.9048
ps2007	0.5978	0.3302	0.2007	0.5362	1.2073
ps2008	1.5900	0.7945	0.5723	1.4641	3.0785
ps2009	0.4240	0.2562	0.1340	0.3692	0.8944
ps2010	2.8857	1.5406	1.0039	2.6115	5.7281
pc1994	0.1436	0.0830	0.0400	0.1269	0.3029
pc1995	0.0398	0.0487	0.0030	0.0254	0.1232
pc1996	0.1359	0.0811	0.0363	0.1199	0.2963
pc1997	0.0981	0.0724	0.0221	0.0787	0.2393
pc1998	0.1457	0.0838	0.0410	0.1294	0.3062
pc1999	0.1174	0.0777	0.0282	0.0989	0.2690
pc2000	0.1853	0.0892	0.0625	0.1727	0.3499
pc2001	0.0867	0.0634	0.0203	0.0717	0.2050
pc2002	0.1310	0.0776	0.0377	0.1144	0.2859
pc2003	0.0656	0.0513	0.0155	0.0528	0.1574
pc2004	0.2213	0.0956	0.0813	0.2131	0.3910
pc2005	0.1036	0.0599	0.0333	0.0914	0.2136
pc2006	0.1749	0.0822	0.0645	0.1632	0.3253
pc2007	0.0515	0.0402	0.0144	0.0427	0.1146
pc2008	0.1333	0.0704	0.0457	0.1202	0.2652
pc2009	0.0320	0.0344	0.0075	0.0242	0.0774
pc2010	0.1878	0.0851	0.0705	0.1769	0.3432

4. 考察

兵庫県のツキノワグマの生息状況

推定の結果は、兵庫県におけるツキノワグマの生息個体数は順調に増加していることを示していた。目撃件数や捕獲数は、ブナ科堅果類の豊凶や社会的な条件などによって左右されるものの、その急激かつ継続的な増加は、統計的にみても個体数の増加によるものだと考えられる。ここで推定した自然増加率は、中央値で 20%前後と当初の想定よりも高いが、個体群の状況が健全であることは、別に調査した年齢構成や妊娠率、死亡率、栄養状態に関する結果（齋田ほか 2011; 中村ほか 2011）からも裏付けられる。

これまで、日本のツキノワグマを含めて、大型哺乳類の広域的な個体群の動向については、十分に把握することが困難であった（間野ほか 2008）。しかし、兵庫県における特定鳥獣保護管理計画に基づく保護管理業務とその業務によって収集されるデータによって一定精度の推定が可能になった。今後は、このような体系的に収集したデータをもとにベイズ推定などの確率論的な推定を行い、推定した自然増加率や個体数をベースに、ツキノワグマ対策の意思決定を行うことが主流となっていくであろう。

この方法では、毎年集計されるデータに基づいて確率論的に推定していることから、そのデータから大きく逸脱する推定値を出すことはない。ただし、データ自体の誤差変動や、モデルの仮定の現実からの乖離については、常に注意すべきである。毎年のデータに基づいて推定値を修正することが可能であるため、その作業を通じて、自然環境や社会的な条件の変動を踏まえて推定法の修正や改善を行っていく必要がある。推定の精度にはある程度の限界があることも関係者に理解していただいたうえで、推定値を積極的に公表し、推定値に基づいて意思決定を実践していく中での議論を踏まえて、扱うデータの項目や質、推定モデルや誤差の扱い方など、改善を進めていく必要がある。

本推定法の利点

この推定法では、個体数だけではなく自然増加率や出没情報件数との係数、捕獲率などの媒介変数も同時に推定できる。これによって、個体群動態や管理業務に関する詳細な状況を把握することができるため、実際に行われる保全管理業務の意思決定の材料として有効である。また、一つ一つの媒介変数を確認できるため、個体数や自然増加率の推定の過程で、明らかに現実と乖離した媒介変数の値を想定してはいないかどうかをチェックすることができる。

また、ベイズ推定においては、既存の情報に基づいて推定する変数の事前分布を指定し、その範囲の中での推定ができる。推定すべき値には、たとえば自然増加率のように、正確な値までは分からなくても、とりえる範囲やおおよその分布が既存の知見からあるていど想定できる変数もある。このような知見を反映することで、推定を現実に即して効果的に行うことができる。

さらには、この方法で推定したパラメータを用いれば、個体群動態や捕獲数や出没情報件数などの将来予測も可能になる。捕獲数や出没情報件数などは、将来予測が可能になれば、

現場対応において重要な予算や労力の配分を意思決定するうえで、重要な指標となる。管理業務から得られるデータ項目をもとに推定を行う一つの重要な利点は、そのデータ項目を用いることで、さらにそのデータ項目の将来の変化を予測しうる媒介変数を得られる点にある。

最後に、この手法には、推定した数値が関係者に受容される過程での利点もある。この推定で用いるデータは、実際に現場対策として行っている業務の経験や住民からの出没情報であり、それぞれの情報提供者の参加と協力によって得られたものである。推定は、各関係者が直接体験し、整理しながら蓄積したデータから、確率論的に導く作業であるため、その過程に参加する多くの関係者の感覚に違和感のない、共有しやすい指標となるはずである。実際に、収集されたデータとともに推定値を関係者に示した際の反応からは、感覚的にもほぼ妥当な数値として受け入れられていると感じられる。

本推定法の課題

この方法の課題の一つは、体系立てた管理業務を少なくとも数年は実施しなければ、必要なデータが集まらないということである。空間的・時系列的なサンプル数を充分集めたうえでないと信頼できる結果は得られない。

ただし、個体数や増加率の推定は、体系的な管理業務を適切に進めるための作業である。本来の目的は管理業務を適切に行うことであるから、都道府県においては別立てで費用のかかる調査を行う前に、まず、継続的に実施可能な体系的な管理業務の方針と体制を整え、そこからデータを収集することを考えるべきである。

また、この手法で得られるデータは、捕獲の規制や住民の関心など、社会的な条件によって左右される。捕獲に対する規制の変更や調査フォーマットの変更などによって推定結果がぶれることも考えられるため、状況に応じて適切なモデルの構築が必要となる。特に、狩猟者の減少や中山間地域の過疎化・高齢化といった一定の方向性のある変化に対しては、それに対応するように推定値を変動させるモデルを導入する必要がある。また、決まった方向性のない変動に対しては、継続的に分析をすることで、誤差変動として処理することが可能であろう。

出没情報件数の収集など、新たにデータの収集を始めた場合、調査が軌道に乗るまでは情報が集まりにくいいため、初期段階では急速に件数が増加することもある。この推定では、調査が軌道に乗ったと思われる時点からのデータを用いているが、他の地域で調査を開始する場合は、このような影響についての考慮も必要である。管理業務や調査の立ち上がり際には、他の類似の地域の自然増加率や媒介変数を引用して当面の推定を行うなど、独自の推定ができるまでの代替法も検討すべきであろう。

謝辞

本研究の一部は、環境省の環境研究総合推進費（D-1003）により実施された。

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 JM, Berger JO, Dawid AP, Smith AFM, eds), pp.169-193, Oxford Univ Press, Oxford.
- Gilks WR, Richardson S, Spiegelhalter D 1996 Markov Chain Monte Carlo in Practice. Chapman & Hall/CRC, New York, USA, 512pp.
- 兵庫県 2009 第 2 期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 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.1-17. 兵庫県森林動物研究センター.
- 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 RE, Carlin BP, Gelman A, Neal R 1998 Markov Chain Monte Carlo in Practice: A Roundtable Discussion. The American Statistician 52:93-100.
- 間野勉・大井徹・横山真弓・高柳敦 2008 日本におけるクマ類の保護管理の現状と課題. 哺乳類科学 48:34-55.
- 中村幸子・横山真弓・森光由樹 2011 兵庫県におけるツキノワグマの繁殖状況. 「兵庫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.102-106. 兵庫県森林動物研究センター.
- Oka T, Miura S, Masaki T, Suzuki W, Osumi K, Saitoh S 2004 Relationship between changes in beechnut production and asiatic black bears in northern japan. Journal of Wildlife Management 68:979-986.
- Roberts GO, Gelman A, Gilks WR 1997 Weak convergence and optimal scaling of random walk Metropolis algorithms. Annals of Applied Probability 7:110-120.
- 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・横山真弓・森光由樹・中村幸子・斎田栄里奈 2011 兵庫県におけるツキノワグマの管理のためのデータ収集. 「兵庫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.18-25. 兵庫県森林動物研究センター.
- SAS Institute Inc. 2010 SAS/STAT® 9.22 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- 野生動物保護管理事務所 1996 ツキノワグマ生息調査業務平成 7 年度報告書. 26pp.

第 4 章

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

藤木大介・横山真弓・坂田宏志

要 点

- ・ 県内本州部の全域において、ブナ科樹木 3 種（ブナ、ミズナラ、コナラ）の結実の豊凶を 6 年間（2005 年～2010 年）にわたってモニタリングした。
- ・ 3 樹種の豊凶は年ごとに増減を繰り返すパターンを示した。コナラとミズナラの豊凶リズムは非常に類似しており、この 2 樹種の豊凶には同一のメカニズムが働いている可能性が考えられた。一方で、ブナと上記 2 種の豊凶リズムは異なっていた。
- ・ ツキノワグマが越冬のために秋季に摂取する必要があるエネルギー量の試算に基づいて、ブナ林、コナラ林、ミズナラ林がツキノワグマに供給可能な餌資源量とその年変動を試算した。この結果、この 3 樹種のいずれかが豊作の年は、ツキノワグマはその樹種が優占する森林内の比較的狭い面積を採食エリアとするだけで、十分必要エネルギーをまかなえるものと考えられた。一方、3 樹種が凶作の年には餌資源を求めてツキノワグマの行動範囲が広がると考えられた。

key words: 堅果生産量 コナラ 熱量換算 ブナ ミズナラ

1. はじめに

日本の落葉広葉樹林では、主にブナ科樹木が林冠木を構成し、優占することが多い（福嶋・岩瀬 2005）。また、これらブナ科樹木は堅果を生産するが、堅果は炭水化物や脂肪分が豊富で、越冬に備えて脂肪分を蓄積する必要がある多くの野生動物にとっての秋季の重要な餌資源となっている（MacShea & Healy 2002; 大井 2009）。また、ブナ科樹木の多くは、堅果の結実に豊凶があることが知られている（Sork *et al.* 1993; Koenig *et al.* 1994; 森廣 2010）。例えば、ブナ(*Fagus crenata*)はしばしば複数の都道府県を跨るスケールで豊凶が同調することが確認されている（Suzuki *et al.* 2005）。また、ミズナラ(*Quercus crispula*)についても少なくとも数 km スケールでの豊凶が同調することが確認されている（倉本ほか 1995）。このように堅果の豊凶が地域スケールで同調することは、それを餌としている野生動物の行動や繁殖に強い影響を及ぼしているものと考えられる（藤木 2009）。実際、東北地方では、ブナの凶作時には、ツキノワグマ(*Ursus thibetanus*)の人里への出没が多くなることが示されている（Oka *et al.* 2004）。また、他の地方でも、ブナの凶作時にツキノワグマの人里への出没が増加することが経験的に知られている。そのため近年、ツキノワグマの出没を予測する目

的で、各地でブナやその他のブナ科樹種の豊凶のモニタリングが行われている（間野ほか 2008; 水谷・多田 2008）。

兵庫県でも、2004年にツキノワグマの人里への大量出没が生じて以来、全県スケールでのブナ科樹木の堅果の豊凶を観測する体制を整備し、ブナ、コナラ(*Quercus serrata*)、ミズナラの3種の堅果について、その結実の豊凶を広域スケールで毎年、観測してきた（横山ほか 2008）。本研究では、この観測結果に基づいて、これら3種の6年間に及ぶ豊凶の変動を明らかにするとともに、豊凶の変動に影響している要因について樹種毎に考察した。また、シートトラップ調査や既存の報告（谷口・尾崎 2003）に基づいて、堅果生産量とその年変動の推定を樹種毎に行った。さらに、ツキノワグマが越冬のために秋季に摂取する必要のあるエネルギー量の試算（大井 2009）に基づいて、ブナ林、コナラ林、ミズナラ林がクマに供給可能な餌資源量とその年変動を試算した。以上の試算に基づいて、兵庫県においてこれらの林の堅果の豊凶が、ツキノワグマの採食行動に及ぼす影響について考察した。

2. 調査地と調査方法

調査地域

調査地域は淡路島、家島諸島を除いた兵庫県本州部とした。

目視調査

2005年から2010年の6年間にかけて、各年の9月上中旬の期間にコナラ、ブナ、ミズナラの堅果の豊凶調査を行った。豊凶調査は、県内各地に設定された定点観測ポイントにおいて、調査対象種のうち、林縁部に近い位置に生育している個体を10本を観察木として選定した。観察木の選定基準は、道路から双眼鏡による樹冠の観察が可能な木とし、できるだけ林冠層構成木を選ぶこととした。個々の観察木の樹冠を双眼鏡で目視し、堅果の結実量に応じて単木毎にその豊凶度を以下の4段階に判定した。

- 0: 前方投影面積で樹冠 1m²当たりの平均結実数 1 個未満
- 1: 前方投影面積で樹冠 1m²当たりの平均結実数 1-4 個
- 2: 前方投影面積で樹冠 1m²当たりの平均結実数 5-9 個
- 3: 前方投影面積で樹冠 1m²当たりの平均結実数 10 個以上

判定された10本の観察木の豊凶度の平均値を、その観測ポイントの豊凶指数とした。なお、定点観測を行ったポイント数は、コナラ 206~216 地点、ブナ 10~15 地点、ミズナラ 10~14 地点である（図1）。観測ポイント数に幅があるのは、年によって一部の観測ポイントで欠測があるためである。

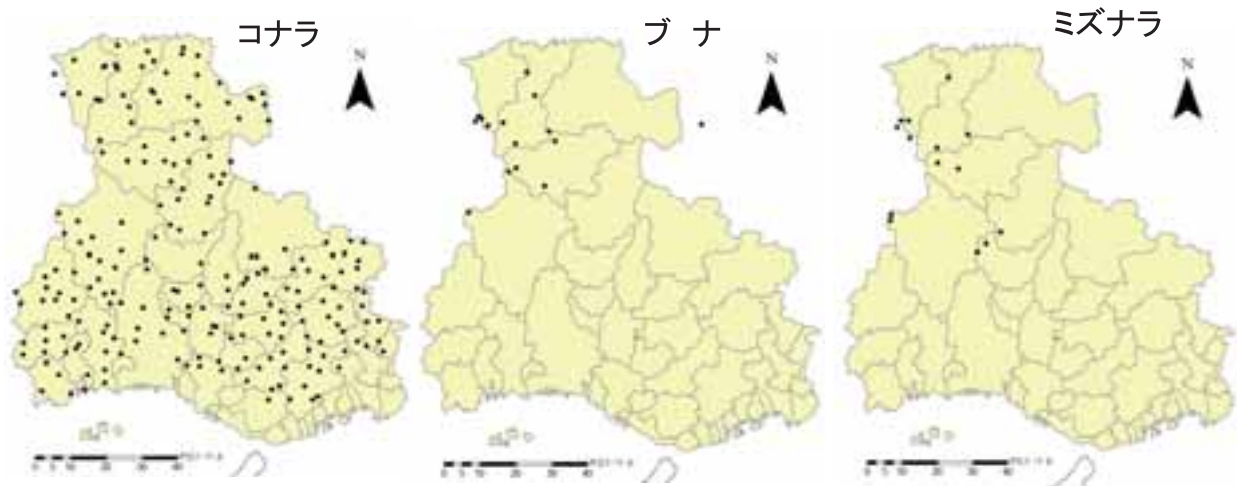


図1 コナラ、ブナ、ミズナラの豊凶観測地点

シードトラップ調査

2006年から2010年の5年間、三田市尼寺の県立有馬富士公園内と加東市上久米の県立やしらの森公園内のコナラ林にシードトラップ（以下、トラップ）を設置して、コナラの落下堅果量を調査した。

トラップの設置箇所は、両公園内のそれぞれ1林分で、コナラの林冠構成木10本の樹冠下にトラップを1基ずつ設置した。なお、トラップは塩ビ管を曲げて円形の輪を作り、それに吹き流し状の寒冷紗袋を固定したもので、開口部の面積は 0.5m^2 、地面から約 1.0m の高さに開口部が水平になるように設置した。

調査は、各年の8月下旬から1月上旬の期間に行った。おおよそ半月間隔で、トラップ内に溜まった内容物を回収し、堅果を選別した。選別された堅果は、Matsuda (1982)の基準に応じて、その成熟段階(I₀, I₁, I₂, M)を4段階に分類し、トラップ毎にその個数を計上した。このうち小型成熟堅果(I₂)と大型成熟堅果(M)についてはサンプルを採取し、乾燥機を用いて 80°C で48時間乾燥させた後に、個々の重量(g)を計測した。

なお、シードトラップを設置した林分においても、各年の9月上中旬に目視によるコナラの豊凶調査を行った。

3. 解析方法

樹種毎に、各年の豊凶指数の平均値を求め、全県的な豊凶指数とした。さらに、この豊凶指数を用いて、2005年から2010年までの各年の堅果の豊凶判定を行った。豊凶判定にあたっては、豊凶指数の年変動は、平年値を中心に正規分布すると仮定した。この仮定に基づいて、データから分散を計算し、確率密度が6等分される幅で豊凶指数を6階級（大豊作、豊

作、並作上、並作下、凶作、大凶作) に区分した。最後に、この区分に従って樹種毎に各年の豊凶を判定した。

各年の堅果生産量は、以下の手順で推定した。まずコナラについては、同一地点で行ったシードトラップ調査と目視調査から、豊凶指数と落下堅果数の関係を線形回帰 ($n=8$) した。その結果、以下のような換算式が求められた。

$$BA = 61.888MI - 5.0267 \quad (R^2=0.87) \quad \text{式 (1)}$$

$$SA = 11.793MI + 12.724 \quad (R^2=0.44) \quad \text{式 (2)}$$

BA は 1m^2 当たりの落下大型成熟堅果数、 MI は豊凶指数、 SA は 1m^2 当たりの落下小型成熟堅果数である。各年の豊凶指数をこの換算式に当てはめることで、各年の 1m^2 当たりの落下堅果数を推定した。さらに、大型成熟堅果と小型成熟堅果のそれぞれについて、落下堅果数と堅果 1 個当たりの乾燥重量 (g) の積を求め、その和を 1m^2 当たりの堅果生産量 (g) とした。なお、大型成熟堅果と小型成熟堅果の堅果 1 個当たりの乾燥重量は、落下堅果のサンプルによる計測から、それぞれ 1.0g、0.3g とした。

ブナとミズナラについては、シードトラップ調査を行わなかったため、コナラと同様の推定手法は使えなかった。そこで、谷口・尾崎 (2003) を参照して堅果生産量の推定を行った。谷口・尾崎 (2003) では、各地で過去に行われた様々な豊凶調査データを整理して、 1m^2 当たりの落下堅果数に基づいたブナとミズナラに関する豊凶判定区分を作成している。そこで本調査で行った 6 階級の豊凶判定区分が、谷口・尾崎 (2003) の 3 階級の豊凶判定区分と表 1、表 2 のように対応すると仮定した。そのうえで、谷口・尾崎 (2003) の豊凶区分の各階級における 1m^2 当たりの落下堅果数を 2 分割し、分割した階級の中央値を、本報告の豊凶判定区分の各階級における落下堅果数とした (表 1、表 2)。堅果生産量は、コナラと同様、落下堅果数と堅果 1 個当たりの乾燥重量の積とした。ブナとミズナラの堅果 1 個当たりの乾燥重量は、谷口・尾崎 (2003) に従い、それぞれ 0.24g、2.2g とした。

以上の手順で得た 3 種の堅果生産量は、松山 (1982) の分析値に基づいて熱量換算 (kcal) した。さらに大井 (2009) が試算した、ツキノワグマが秋季 (9-11 月) に摂取する必要エネルギー量を用いて、1ha 当たりのクマの最大収容頭数を計算した。なお、その際、ブナ、コナラ、ミズナラ堅果の消化率は、各樹種のタンニン含有率 (松山 1982) の順序に応じてそれぞれ 70%、55%、50% と仮定した。

表 1 既報データと豊凶判定区分から推定したブナの落下堅果数

谷口・尾崎 (2003)		換算値	
堅果数 (m^2)		堅果数 (m^2)	
豊作	300-1000	大豊作	767
		豊作	533
並作	5-100	並作上	68
		並作下	37
凶作	<3	凶作	3
		大凶作	0

表2 既報データと豊凶判定区分から推定したミズナラの落下堅果数

谷口・尾崎 (2003)		換算値	
堅果数 (m ²)		堅果数 (m ²)	
豊作	20-60	大豊作	47
		豊作	33
並作	5-20	並作上	15
		並作下	10
凶作	<5	凶作	3
		大凶作	2

4. 結果

各樹種の豊凶とその特徴

全ての樹種の豊凶指数は、年ごとに増減を繰り返すパターンを示した(図2)。豊凶判定の結果、この6年間で豊作年は、コナラは2年(2007年と2009年)、ブナは1年(2005年)、ミズナラは1年(2009年)存在した(表3)。一方、凶作年は、コナラが2年(2006年と2010年)であり、ブナは4年(2006年と2007年、2008年、2010年)、ミズナラは、3年(2006年と2008年、2010年)であった。

コナラとミズナラの豊凶指数の年変動は、非常に似通ったパターンを示した。ブナの豊凶指数の変動パターンは、他の2種とは異なったが、豊凶指数が隔年周期で増減を繰り返す傾向は同調していた。2006年と2010年は3種とも凶作年であった。

表3 ブナ科3種の堅果の豊凶の判定

	2005	2006	2007	2008	2009	2010
コナラ	並下	凶	豊	並下	大豊	凶
ブナ	大豊	大凶	凶	大凶	並上	大凶
ミズナラ	並上	凶	並上	凶	大豊	凶

各樹種の堅果生産量の推移

成熟堅果生産数は、3種の中でブナが平均値、年変動幅、最小値、最大値ともに極値をとり、0~536.7万粒/ha(平均=97.8万粒/ha)の幅で年変動した(表4)。ブナの成熟堅果生産数の平均値と最大値は、コナラのそれぞれ2.5倍と6.5倍、ミズナラのそれぞれ9.9倍と16.4倍であった。コナラの各年の成熟堅果生産数は14.1~82.1万粒/ha(平均=39.4万粒/ha)の幅で年変動し、この値は同じ年のミズナラの値の2.5~12.1倍であり、平均値では4.0倍であった。

堅果生産量では、ブナが年変動幅、最小値、最大値ともに極値をとり、0~1,288kg/haの幅で年変動した。ブナの堅果生産量の最大値は、コナラの1.9倍、ミズナラの1.8倍であった。平均値でみると、コナラ(294kg/ha)が最も多く、次いでブナ(235kg/ha)、ミズナラ(218kg/ha)であった。コナラとミズナラの年変動幅、最大値、最小値は似たような値だっ

た (コナラ: 69~673 kg/ha; ミズナラ: 26~719 kg/ha)。

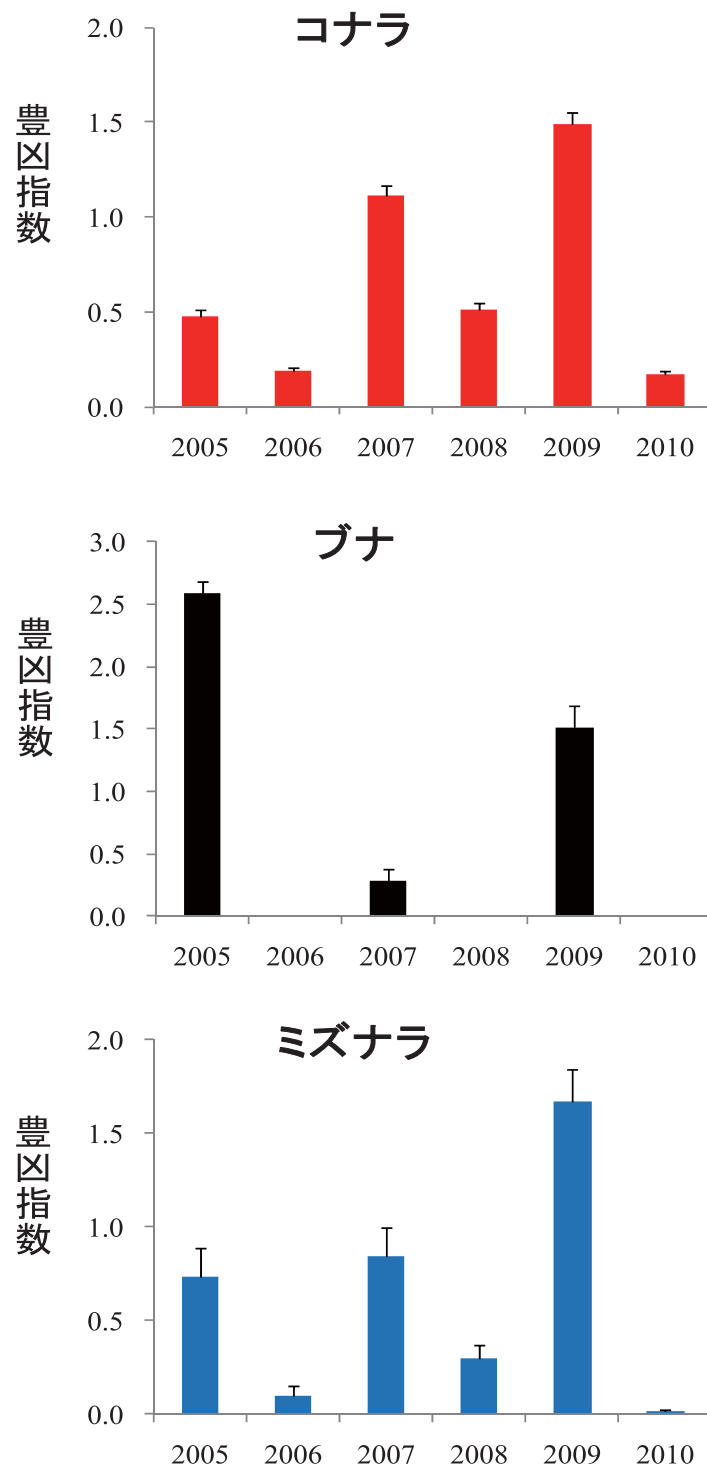


図2 ブナ科3種の堅果における豊凶指数の6年間の推移

表4 ブナ林、コナラ林、ミズナラ林の堅果生産数と堅果生産量の推定値

年度	成熟堅果生産数 (万粒/ha)			堅果生産量 (kg/ha)		
	ブナ林	コナラ林	ミズナラ林	ブナ林	コナラ林	ミズナラ林
2005	536.7	30.1	10.5	1288	211	231
2006	0.0	15.1	2.3	0	78	51
2007	2.1	63.0	10.5	5	503	231
2008	0.0	32.0	2.3	0	228	51
2009	47.8	82.1	32.7	115	673	719
2010	0.0	14.1	1.2	0	69	26
平均値	97.8	39.4	9.9	235	294	218

ツキノワグマの餌資源量としての評価

堅果生産量を熱量換算すると、3種の中でブナが平均値、年変動幅、最小値、最大値ともに極値をとり、0~674.9万kcal/ha(平均=123.0万kcal/ha)の幅で年変動した(表5)。ブナの堅果生産量の熱量換算値の平均値と最大値は、コナラのそれぞれ1.5倍と3.5倍、ミズナラのそれぞれ2.0倍と3.3倍であった。コナラとミズナラの堅果生産量の熱量換算値は、それぞれ19.7~193.1万kcal/haと7.4~206.3万kcal/haと似たような年変動幅を示したが、平均値ではコナラの方が1.3倍大きかった(コナラ:82.4万kcal/ha; ミズナラ:62.6万kcal/ha)。

熱量換算値と秋季におけるツキノワグマの必要摂取エネルギー量、堅果の消化率に基づいて、林分1ha当たりの秋季におけるツキノワグマの最大収容頭数を求めると、3種の中でブナが平均値、年変動幅、最大値、最小値ともに極値をとり、ブナ、コナラ、ミズナラでそれぞれ0.0~9.6頭(平均1.8頭)、0.2~2.2頭(平均0.9頭)、0.1~2.1頭(平均0.6頭)であった。ブナにおける最大収容頭数の最大値は、コナラとミズナラのそれと比べて、それぞれ4.4倍と4.6倍と顕著に多かったが、その平均値は2.0倍(コナラ)と3.0倍(ミズナラ)と比較的小さかった。また、ブナは大豊作であった2005年のデータを除くと、最大収容頭数の平均値は0.2頭/haとなり、コナラの平均値の約1/5、ミズナラの平均値の約1/3にすぎなかった。

表5 ブナ林、コナラ林、ミズナラ林の堅果生産量の熱量換算値とそれに基づくクマの餌資源量評価

年度	熱量換算値 (万kcal/ha)			最大収容頭数 (頭/ha)		
	ブナ林	コナラ林	ミズナラ林	ブナ林	コナラ林	ミズナラ林
2005	674.9	49.6	66.3	9.6	0.7	0.7
2006	0.0	22.3	14.7	0.0	0.3	0.2
2007	2.6	144.3	66.3	0.0	1.6	0.7
2008	0.0	65.3	14.7	0.0	0.7	0.2
2009	60.2	193.1	206.3	0.9	2.2	2.1
2010	0.0	19.7	7.4	0.0	0.2	0.1
平均値	123.0	82.4	62.6	1.8	0.9	0.6

5. 考 察

各樹種の豊凶とその特性

ブナの結実は広域的に同調することが知られている (Homma *et al.* 1999; Suzuki *et al.* 2005)。ブナは 2005 年は大豊作、2009 年は並作上だったのに対し、その翌年の 2006 年と 2010 年は全ての地点で結実が観測されなかった (図 2)。ブナは豊作の翌年は樹体内の資源の枯渇のため結実しないことが知られており (Suzuki *et al.* 2005; 寺澤・小山 2008)、2006 年と 2010 年におけるブナの大凶作は前年の結実による資源不足のためであると推察される。また、ブナは前回の豊作から数年が経過し、樹体内の資源が回復している場合でも、花芽分化期における気象条件によっては、広域的に個体間が同調して非開花になる (Kon *et al.* 2005; Kon *et al.* 2007)。このような年の翌年は、一斉開花が起こり豊作になる。2008 年から 2009 年に至るブナの結実変化は以上のようなメカニズムが働いたものと考えられる。

一方、コナラとミズナラの豊凶のメカニズムについてはよく判っていない (横井 2009)。これまでに、ブナは開花量が結実量に強く影響するのに対し (八坂ほか 2001)、コナラとミズナラは開花量より結果率が結実量に影響することが示唆されている (橋詰 1987; 甲斐 1987; 金指・金指 2009)。また、ブナは非開花年が頻繁に生じるのに対し、コナラとミズナラは毎年開花する特性をもっている (橋詰 1987)。実際にブナとコナラ・ミズナラ間ではその豊凶リズムは異なっている (図 2)。以上のことから、ブナとコナラ・ミズナラ間では豊凶のメカニズムは異なるものと推測される。

一般的に樹種間で豊凶のメカニズムは異なっており、その結果として豊凶リズムも異なるものと考えられている。しかし、今回の観測結果をみると、6 年間に 2 回、3 樹種とも揃って凶作である年 (2006 年、2010 年) が発生している (図 2)。このような凶作年の同調は偶発的なものである可能性もあるが、なんらかの共通の要因が影響して凶作が同調した可能性も否定できない。特にコナラとミズナラの豊凶の変動は非常に類似していることから (図 2)、コナラとミズナラの豊凶は共通した要因に基づいて変動している可能性がある。ただし、他の地域では、コナラとミズナラの豊凶は必ずしも同調しないことが報告されており (Shibata *et al.* 2002)、6 年という短期間における偶発的な相関である可能性もある。いずれにせよ、このようなブナ科樹種間で豊凶の同調が生じる理由の解明は、クマの出没予測を行う上で重要な問題であるため、今後、より長期的にデータを観測し、慎重に検討を重ねる必要がある。

ツキノワグマの餌資源としての 3 樹種の評価

大井 (2009) は、体重 80kg のオスのツキノワグマを想定して、冬眠のための秋季 (9~11 月) の摂取必要エネルギー量を試算している。試算の前提としては、9 月 1 日に体重 60kg であったツキノワグマが 11 月 30 日までに脂肪を 20kg 蓄積して、体重 80kg で冬眠を開始し、4 月 1 日には体重 60kg で冬眠から目覚めるというシナリオを想定している。また、試算の仮定としては、維持エネルギーは基礎代謝量の 2 倍であること、体重の増加は直線的に進むこととしている。このような仮定の下に試算した結果、秋季の維持エネルギーは 30.8 万 kcal、蓄積された脂肪のエネルギーは 18.3 万 kcal、合計 49.1 万 kcal となり、ツキノワグマが秋季

間に摂取すべきエネルギーであるとしている。

この試算値と樹種毎に仮定した堅果の消化率に基づいて、ツキノワグマの最大収容頭数を計算したところ、1ha 当たり、ブナ林、コナラ林、ミズナラ林でそれぞれ最大で 9.6 頭、2.2 頭、2.1 頭ものツキノワグマが養えることが示された（表 5）。もっとも、実際は、生産された堅果の多くは、ノネズミや野鳥などの他の様々な動物の採食の対象となるため、ツキノワグマが利用できるのはこの一部である（島田 1998）。しかし仮にツキノワグマが利用できる堅果が生産量の 5% だったとしても、2.1~9.5ha の面積の林があれば、1 頭のツキノワグマを養えると試算される。つまり、この 3 樹種のいずれかが豊作の年は、ツキノワグマはその樹種が優占する森林内の比較的狭い面積を採食エリアとするだけで、十分必要エネルギーをまかなえるものと考えられる。

一方で、最も凶作だった年における 1ha 当たりの最大収容頭数をみると、ブナで 0.0 頭、コナラで 0.2 頭、ミズナラで 0.1 頭であった（表 5）。この場合、同様の計算をすると、90.7~∞ha もの採食エリアが必要になる。2006 年や 2010 年は県内ではツキノワグマが大量に出没したが、両年は 3 樹種ともに凶作の年であった（藤木ほか 2011）。最大収容頭数という視点から、この両年のツキノワグマの採食エリアを上記仮定に基づいて計算すると、2006 年は 79.9~∞ha、2010 年は 90.7~∞ha となる。以上のように、堅果生産量とツキノワグマの必要摂取エネルギー量の視点からみて、3 樹種の凶作年には餌資源を求めてツキノワグマの行動範囲が広がることになる。実際に兵庫県では、凶作年には豊作年に比べてツキノワグマの行動圏が拡大したことが確認されている（横山ほか 2011）。今回の結果では、維持エネルギーは行動範囲に関わらず一定という仮定の下に試算されているが、実際は行動範囲が広がれば、その分、移動エネルギーがかさみ、結果として維持エネルギーも大きくなる。したがって、堅果生産量が少ない凶作年は、採食コストの増加によって必要なエネルギーを獲得できなくなり、カキやクリなどの代替資源が豊富な人里へ出没することは十分起こり得る現象といえる。

ブナ、コナラ、ミズナラの、ツキノワグマの餌資源としての相対的な重要性の違いについては、現状では判断するための十分な情報はない。豊作年におけるブナの最大収容頭数は、コナラ、ミズナラの 4 倍以上であるが、豊作年を除いて比較すると両樹種の 1/3 以下であった。ブナの豊作は 5~7 年に一度程度しか起こらないことを考えると、通常の場合は、ブナよりコナラやミズナラに対する依存度が高いと考えられる。一方、コナラとミズナラの最大収容頭数を比較すると、コナラの方がやや高い傾向がある。県内における 3 樹種の資源量は明確でないが、コナラが全県的に広く分布しているのに対し、ブナは北部の、ミズナラは北部と中部の高標高域の一部にしか分布が見られない（宮脇 1984）。また、ミズナラは近年、ナラ枯れによりその資源量を減少させている（鎌田 2005）。以上のことから、全県スケールでは、3 種の中でコナラが最も重要な餌資源である可能性が高い。ただし、以上の結論は、現在のところ利用可能なデータのみに基づいた考察である。今後、ツキノワグマの生息域におけるブナ、コナラ、ミズナラの資源量や、クマの行動範囲と維持エネルギーの関係などが明らかになった場合は、再検討する必要がある。

謝辞

本研究の一部は、平成 18 年～20 年度科学研究費補助金（基盤研究 C 1850783）と環境省の環境研究総合推進費（D-1003）により実施されました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

- 藤木大介 2009 森林から野生動物との共存を考える。「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編著, pp.236-252. PHPサイエンス・ワールド新書
- 藤木大介・横山真弓・坂田宏志 2011 兵庫県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域変異とブナ科堅果の豊凶の影響「兵庫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.50-58. 兵庫県森林動物研究センター.
- 福嶋司・岩瀬徹 2005 図説 日本の植生. 朝倉書店, 153pp.
- Homma K, Akashi N, Abe T, Hasegawa M, Harada K, Hirabuki Y, Irie K, Kaji M, Miguchi H, Mizoguchi N, Mizunaga H, Nakashizuka T, Natume S, Niiyama K, Ohkubo T, Sawada S, Sugita H, Takatsuki S, Yamanaka N 1999 Geographical variation in the early regeneration process of Siebold's Beech (*Fagus crenata* BLUME) in Japan. *Plant Ecology* 140:129-138.
- 橋詰隼人 1987 コナラ二次林における種子生産. 広葉樹研究 4:19-27.
- 甲斐重貴 1987 暖帯性落葉広葉樹林の特性と施業に関する研究 (VII) コナラ林の種子生産. 第 98 回日本林学会大会発表論文集 98: 87-90.
- 鎌田直人 2005 昆虫たちの森. 日本の森林/多様性の生物学シリーズ⑤. 東海大学出版会, 329pp.
- 金指あや子・金指達郎 2009 ミズナラ. 「日本樹木誌 1」, 日本樹木誌編集委員会編, pp.635-667, 日本林業調査会.
- Koenig WD, Mumme RL, Carmen WJ, and Stanback MT 1994 Acorn production by oaks in central coastal California: variation within and among year. *Ecology* 75: 99-109.
- Kon H, Noda T 2007 Experimental investigation on weather cues for mast seeding of *Fagus crenata*. *Ecological Research* 22 :802-806.
- Kon H, Noda T, Terazawa K, Koyama H, Yasaka M 2005 Proximate factors causing mast seeding in *Fagus crenata*: the effects of resource level and weather cues. *Canadian Journal of Botany* 83:1402-1409.
- 倉本恵生・五十嵐恒夫・門松昌彦・船越三朗 1995 ミズナラ堅果落下量の年変動—北大雨龍地方演習林における 13 年間の結果. 日林北支論 43:146—148.
- MacShea WJ, Healy WM 2002 *Oak Forest Ecosystems: Ecology and Management of Wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 432pp.
- 間野勉・大井徹・横山真弓・高柳敦 2008 日本のクマ類の個体群管理の現状と課題. 哺乳類科学 48:43-55.

- Matsuda 1982 Studies on the early phase of the regeneration of a konara oak (*Quercus serrata* Thunb.) secondary forest I. Development and premature abscissions of konara oak acorns. *Japanese Journal of Ecology* 32:293-302.
- 松山利夫 1982 木の実の文化. ものと人間の文化史 47・木の実. 法政大学出版局, 371pp.
- 宮脇昭 1984 日本植生誌 近畿. 至文堂, 596pp.
- 水谷瑞希・多田雅充 2008 2006年の福井県におけるブナ科樹木4種の結実状況. 福井県自然保護センター研究報告 12:43-52.
- 森廣信子 2010 ドングリの戦略—森の生き物たちをあやつる樹木. 八坂書房, 255pp.
- 大井徹 2009 ツキノワグマと森の生物学. 東海大学出版会, 246pp.
- Oka T, Miura S, Masaki T, Suzuki W, Osumi K, Saitoh S 2004 Relationship between changes in beechnut production and Asiatic black bears in northern Japan. *Journal of Wildlife Management* 68:979-986.
- Shibata M, Tanaka H, Iida S, Abe S, Masaki T, Niiyama K, Nakashizuka T 2002 Synchronized annual seed production by 16 principal tree species in a temperate deciduous forest, Japan. *Ecology* 83:1727-1742.
- 島田卓哉 1998 野ネズミによるドングリの種子散布. *林業技術* 679:19-22.
- Sork VL, Bramble J, Sexton O 1993 Ecology of mast-fruiting in three species of North American deciduous oaks. *Ecology* 74: 528-541.
- Suzuki W, Osumi K and Masaki T 2005 Mast seeding and its spatial scale in *Fagus crenata* in northern Japan. *Forest Ecology and Management* 205:105-116.
- 谷口真吾・尾崎真也 2003 兵庫県氷ノ山山系におけるブナ・ミズナラの結実とツキノワグマの目撃頭数の関係. *森林立地* 45:1-6.
- 寺澤和彦・小山浩正 2008 ブナ林再生の応用生態学. 文一総合出版, 310pp.
- 八坂通泰・小山浩正・寺澤和彦・今博計 2001 冬芽調査によるブナの結実予測手法. *日本林学会誌* 83:322-327.
- 横井秀一 2009 コナラ. 「日本樹木誌1」, 日本樹木誌編集委員会編, pp. 287-341, 日本林業調査会.
- 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.59-70. 兵庫県森林動物研究センター.
- 横山真弓・坂田宏志・森光由樹・藤木大介・室山泰之 2008 兵庫県におけるツキノワグマの保護管理計画およびモニタリングの現状と課題. *哺乳類科学* 48:65-72.

第 5 章

兵庫県内におけるツキノワグマの出没変動 パターンの地域変異とブナ科堅果の豊凶の影響

藤木大介・横山真弓・坂田宏志

要 点

- ・ 2004 年から 2010 年の 7 年間の目撃痕跡情報データを用いて、県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域間変異の検出を試みた。その結果、県内におけるツキノワグマの出没変動パターンには、大きく 2 タイプあることが判った。
- ・ 過去 7 年間のツキノワグマの人里への出没変動は、兵庫県各地域で必ずしも同調していたわけではなく、地域間でその変動に違いがあったことが明らかとなった。
- ・ 県内ではコナラ、ブナ、ミズナラの堅果の豊凶のいずれも、ツキノワグマの出没変動要因として働いているが、それぞれの影響の強さは、その資源量に応じて地域によって異なっていることが示唆された。また、その結果として、県内のツキノワグマの出没変動パターンには地域間変異が生じている可能性があった。

key words: クラスタ分析 コナラ ブナ ミズナラ 目撃痕跡情報

1. はじめに

兵庫県内では、2004 年の秋季に、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) が大量に人里に出没して以来、ツキノワグマの大量出没が隔年で生じるようになってきている。県民から市町を通じて県に報告されたツキノワグマの目撃痕跡情報数は、2003 年、2005 年、2007 年、2009 年はそれぞれ 93 件、125 件、190 件、181 件だった一方、その翌年の 2004 年、2006 年、2008 年、2010 年はそれぞれ 985 件、743 件、450 件、1622 件と前年の 2.4~10.6 倍となっている (兵庫県森林動物研究センターホームページ, <http://www.wmi-hyogo.jp/index.php>)。また、大量出没年には、集落内徘徊が頻発し、市街地への出没や人身被害も発生するケースも出ていることから、ツキノワグマの分布域やその周辺域に位置する市町では、住民生活の安全を確保することが大きな課題となっている (兵庫県 2009)。

ツキノワグマが大量に出没する現象は、兵庫県以外の地域でも報告されており (大井 2007)、その主要な要因としてはブナ科樹種の堅果の豊凶が広域的に同調することがあげられている (谷口・尾崎 2003; Oka *et al.* 2004)。ツキノワグマは秋季に越冬に備えて大量の脂肪を体内に蓄積する必要があるが、ブナ科樹木の堅果はそのための栄養源として重要になっている (橋本・高槻 1997; 大井 2009)。このためブナ科樹木の堅果の凶作年には、代替食物を求めて人里へツキノワグマが出没するものと考えられている (藤木ほか 2011)。実際、東北地方のブナ (*Fagus crenata*) は 60-190km の空間距離で広域的に同調することが確かめら

れているうえ (Suzuki *et al.* 2005)、クマの有害捕獲数の年変動パターンとブナの堅果の豊凶パターンも東北地方の7地域中の5地域において同調していることが示されている (Oka *et al.* 2004)。

一方で、全国スケールで見ると、ツキノワグマの出没変動パターンには地域間変異があることが示されている (Oka 2006)。Oka (2006) によると、1993年～2004年の12年間に於ける全国25地域のツキノワグマの出没変動パターンは、東日本地域と西日本地域で大別され、それぞれの地域の中でさらに、近隣の都道府県毎のグループに細分化できることが示されている。Oka (2006) は、出没変動パターンに地域間変異が生じる理由として、地域間でツキノワグマの餌資源として重要なブナ科樹種が異なるため、あるいは餌資源として重要なブナ科樹種の豊凶がその地域間で同調しないためである可能性を指摘している。

以上のことから、的確にツキノワグマの出没変動を予測するためには、まずツキノワグマの出没変動パターンが同調する地域を特定し、その地域内でツキノワグマの出没変動に強い影響を及ぼしているブナ科樹種の豊凶をモニタリングすることが重要といえる。兵庫県では、2004年以前から目撃痕跡情報を集計することで全県的なツキノワグマの出没の年変動を把握してきたが、その変動に県内地域間で変異があるかについては検討してこなかった。そこで本報告では、2004年から2010年の7年間の目撃痕跡情報データを用いて、県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域間変異の検出を試みた。さらに、地域単位、市町単位でツキノワグマの出没の年変動とコナラ (*Quercus serrata*)、ブナ、ミズナラ (*Quercus crispula*) の堅果の豊凶の関係性の強さについて定量化することで、県内各地域においてツキノワグマの出没変動に強い影響を及ぼしているブナ科樹種について考察した。

2. 調査方法

データの収集

兵庫県では、住民から市町に通報された集落周辺におけるツキノワグマの出没に関する情報を、目撃痕跡情報として兵庫県森林動物研究センターにおいて一元管理している (兵庫県森林動物研究センターホームページ参照, <http://www.wmi-hyogo.jp/index.php>)。そこで研究センターで管理されているデータベースから、2004年～2010年の7年間のデータをダウンロードし、市町単位で月毎に目撃痕跡情報の集計を行った。なお、1月から3月の期間は情報数が非常に少なかったため、集計には4月から12月までの期間の情報のみを使用した。

2005年～2010年の6年間、各年の9月上中旬の期間にコナラ、ブナ、ミズナラの堅果の豊凶調査を行った。豊凶調査は、県内各地に設定された定点観測ポイントにおいて、10本の成木の樹冠を双眼鏡で目視し、堅果の結実量に応じて単木毎にその豊凶度を以下の4段階に判定した。

- 0: 前方投影面積で樹冠 1m² 当たりの平均結実数 1 個未満
- 1: 前方投影面積で樹冠 1m² 当たりの平均結実数 1-4 個
- 2: 前方投影面積で樹冠 1m² 当たりの平均結実数 5-9 個
- 3: 前方投影面積で樹冠 1m² 当たりの平均結実数 10 個以上

判定された 10 本の観察木の豊凶度の平均値を、その観測ポイントの豊凶指数とした。なお、定点観測を行ったポイント数は、コナラ 206～216 地点、ブナ 10～15 地点、ミズナラ 10～14 地点である。観測ポイント数に幅があるのは、年によっては一部の観測ポイントで欠測があるためである。観測ポイントの位置については藤木ほか（2011）の図 1 に示した。

3. 解析方法

県下 41 市町のうち、2004 年～2010 年までにツキノワグマの目撃痕跡情報数（以下、目撃痕跡数）が 20 以上得られたのは 10 市町であった。そこで 10 市町における 7 年間の目撃痕跡数の月単位の集計データを用いて、ツキノワグマの出没変動パターンを類型化するための階層的クラスター分析を実施した。分析にあたっては、出没痕跡数の月変動に関する各市町間のピアソンの相関係数（ r ）を求め、その係数を距離に変換したうえで、最遠隣法を用いて樹形図を作成した。使用した統計ソフトは、統計解析パッケージ R である

次に豊凶調査データを用いて、コナラ、ブナ、ミズナラの豊凶指数の県内における空間変異を推定するため、定点観測された豊凶データを地理情報システム（GIS）上に取り込んで、空間補間を行った。空間補間にあたっては、県内を 100m 四方メッシュに分割し、メッシュ毎に、近隣 6 地点の観測ポイントの豊凶データを用いて、そのメッシュの豊凶指数を推定した。補間値の計算にあたっては、メッシュから観測ポイントまでの距離の 2 乗の逆数で加重平均する手法（IDW, Inverse distance weighting）を用いた（Fortin & Dale 2005）。以上の手法で推定された各メッシュの豊凶指数は、市町区域ごとに集計され、その平均値を各市町の豊凶指数とした。以上の解析は Esri 社の ArcGIS 10.0 Spatial Analysis Extension を用いて実施した。

各市町における目撃痕跡数と豊凶指数の年変動の関係性の強さには、相関係数を用いた。分析にあたっては、2005 年～2010 年の 6 年間のデータセットを用い、データの単位は年単位とした。

4. 結果

出没変動パターンの地域変異

目撃痕跡数の月変動における市町間の相関は、様々な関係が認められた（表 1）。相関係数で 0.9 以上の強い相関（朝来市×新温泉町、宍粟市×養父市）が認められる組み合わせがある一方、相関が認められなかった組み合わせ（佐用町×丹波市、佐用町×豊岡市、神河町×丹波市、神河町×豊岡市）も存在した。

クラスター分析を実施した結果、県内 10 市町におけるツキノワグマの出没変動パターンは、大きく 2 タイプに区分された（図 1）。Type 1 は、県東部の 4 市町（豊岡市、朝来市、丹波市、篠山市）と新温泉町の 5 市町から構成され（図 2）、過去 7 年のうち 2010 年秋に出没数のピークをもつタイプであった（図 3）。Type 2 は県西部の 5 市町（香美町、養父市、神河

表1 県内10市町で報告されたツキノワグマの目撃痕跡情報数の過去7年間(2004年~2010年)の月変動に関するピアソンの相関係数(r)

	篠山市	丹波市	豊岡市	新温泉町	朝来市	香美町	佐用町	神河町	宍粟市	養父市
篠山市	1.00									
丹波市	0.70	1.00								
豊岡市	0.64	0.76	1.00							
新温泉町	0.78	0.78	0.80	1.00						
朝来市	0.72	0.76	0.87	0.92	1.00					
香美町	0.37	0.39	0.62	0.61	0.76	1.00				
佐用町	0.38			0.60	0.49	0.47	1.00			
神河町	0.38			0.52	0.44	0.47	0.78	1.00		
宍粟市	0.61	0.51	0.55	0.82	0.81	0.74	0.81	0.81	1.00	
養父市	0.57	0.41	0.57	0.76	0.79	0.82	0.68	0.79	0.90	1.00

※有意な相関 ($p < 0.05$) をもつものだけを記載した

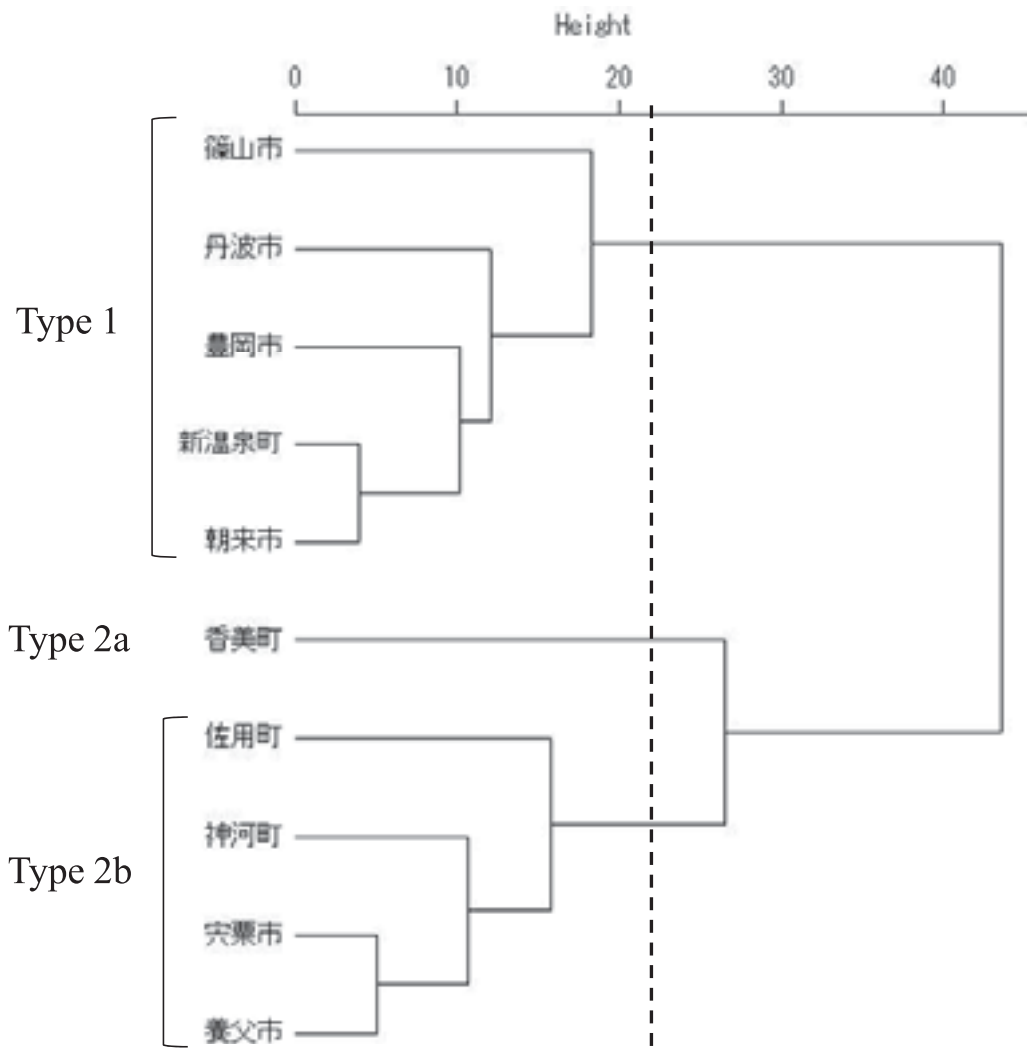


図1 出没変動パタンのクラスター分析結果

町、宍粟市、佐用町) から構成された (図 2)。このタイプは、さらに下位区分として、香美町 (Type 2a) とそれ以外 (Type 2b) に区分された。Type 2 は、2010 年に比べて 2004 年の出沒数のピークが高いという点で共通していたが、Type 2a は 2006 年秋に出沒数のピークがあり、Type 2b は 2004 年秋に出沒数のピークがあるという点でパターンが異なった (図 3)。

出沒変動と堅果類の豊凶の相関

2005 年から 2010 年の 6 年間の目撃痕跡数と豊凶指数の間の相関係数は、3 樹種とも全ての市町で負の値を示したが、その相関の強さは樹種や市町によって異なっていた (表 2)。樹種間比較では、ブナで有意な相関が認められなかった一方、コナラとミズナラでは 10 市町中 5 市町で有意な相関が見られた。

市町間では、3 樹種全てが Type 2a の香美町と最も相関係数が高かった (コナラ, $r=-0.97$; ブナ, $r=-0.70$; ミズナラ, $r=-0.99$)。ミズナラとコナラの両樹種で有意な相関があった市町は、Type 1 では朝来市 (コナラ, $r=-0.75$; ミズナラ, $r=-0.74$)、Type 2a の香美町、Type 2b の宍粟市 (コナラ, $r=-0.86$; ミズナラ, $r=-0.79$) と養父市 (コナラ, $r=-0.94$; ミズナラ, $r=-0.95$) であった。コナラとミズナラのいずれか片方と有意な相関があった市町は、Type 1 の豊岡市 (ミズナラ, $r=-0.76$) と新温泉町 (コナラ, $r=-0.81$) であった。Type 1 の篠山市と丹波市、Type 2 の佐用町と神河町ではすべての樹種と有意な相関はなかった。特に佐用町は、他の市町と比べてコナラ ($r=-0.15$) とミズナラ ($r=-0.10$) との相関が顕著に低かった。

5. 考 察

県内における出沒変動の地域間変異の有無

今回の分析結果から、過去 7 年間のツキノワグマの人里への出沒変動は、兵庫県各地域で必ずしも同調していた訳ではなく、地域間でその変動に違いがあったことが明らかとなった (図 1)。特に、過去 3 度の大量出沒が県内一律に生じてはいなかった点は重要と言える。例えば、県内では過去 7 年間で、2004 年と 2006 年、2010 年の 3 回にわたって大量出沒が生じたが、豊岡市と丹波市における過去 7 年間の変動をみると、2004 年秋や 2006 年秋の出沒のピークは 2010 年と比較して顕著に低く、この 2 市における大量出沒は 2010 年のみであったといえる (図 3)。また、2010 年の出沒数は県全体では過去最高のものであったが、Type 2 に区分された市町の 2010 年秋の目撃痕跡数のピークは 2004 年秋あるいは 2006 年秋に比べ低かった。特に、神河町と佐用町における 2010 年の目撃痕跡数は、2004 年と比較して顕著に少なく、この両町では大量出沒が生じていなかったといえる。

一方、同一の出沒変動パターンをもつ市町の分布は、地域的なまとまりが認められた (図 2)。このことは県内の出沒変動パターンには、複数の市町を跨るスケールでの地域的な分化が存在することを意味している。このようなツキノワグマの出沒変動パターンの地域的な分化については、Oka *et al.* (2006) も報告している。ただし、Oka *et al.* (2006) の場合は、複数の都道府県間を跨るスケールで地域的な分化が存在していることを示したものであり、本報告とは対象としている地域のスケールが異なる。しかし、都道府県以下のスケールにお

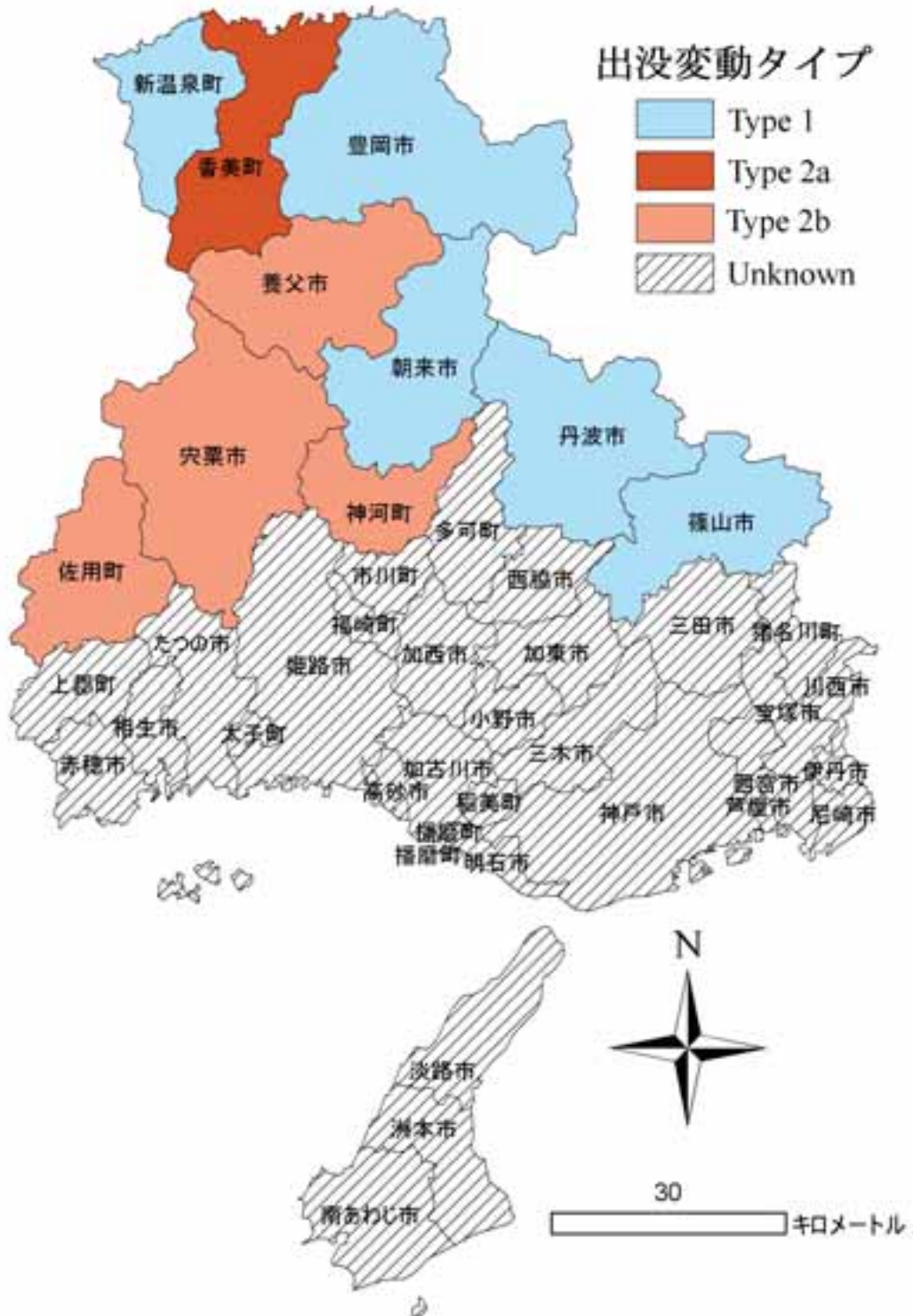


図2 県内10市町における出没変動タイプ

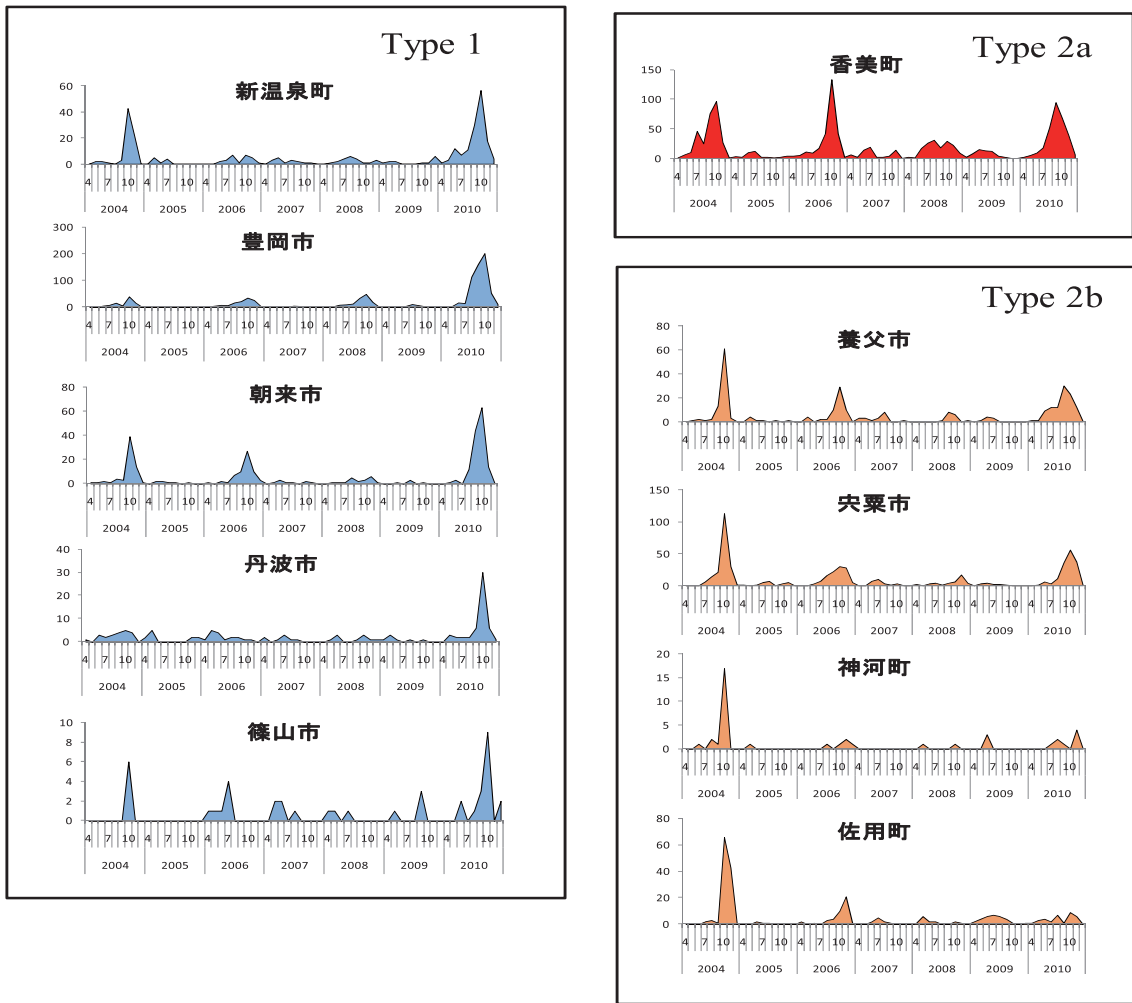


図3 県内10市町におけるクマの目撃痕跡数の7年間の推移

表2 過去6年間（2005～2010年）の目撃痕跡情報数と堅果の豊凶指数の相関係数（ r ）

	目撃痕跡数			
	コナラ	ブナ	ミズナラ	
Type 1	篠山市	-0.37	-	-0.60
	丹波市	-0.63	-	-0.65
	豊岡市	-0.59	-0.50	-0.76 *
	新温泉町	-0.81 *	-0.40	-0.58
	朝来市	-0.75 *	-0.51	-0.74 *
Type 2a	香美町	-0.97 **	-0.70	-0.99 **
Type 2b	佐用町	-0.15	-0.42	-0.10
	神河町	-0.58	-	-0.58
	宍粟市	-0.86 **	-0.61	-0.79 *
	養父市	-0.94 **	-0.56	-0.95 **
	平均値	-0.48	-0.52	-0.48
	+SD	-0.27	-0.43	-0.25
	-SD	-0.84	-0.63	-0.91

*; $P < 0.05$, **; $P < 0.01$

いてもツキノワグマの出没変動に地域間変異が認められたことは、ひとつの都道府県の中で、ツキノワグマの出没変動に関わる管理的措置を考える際に、複数の管理ユニットに分けた対応が必要であることを示唆している。

出没変動に対する堅果の豊凶の影響

Oka *et al.* (2006) は、全国スケールでツキノワグマの出没変動パターンに地域間変異がみられる理由としては、ツキノワグマの餌資源として重要なブナ科樹種に違いがあるためか、あるいは餌資源として重要な特定のブナ科樹種の豊凶が地域間で同調しないためである可能性を指摘している。例を挙げると、ツキノワグマの出没変動パターンが東日本と西日本で大別される理由として、東日本ではブナの資源量が多いのに対し、西日本ではコナラ属の資源量が多いためと説明している。また、ブナの資源量が多い東北地方の中で出没変動パターンに地域間変異がみられる理由としては、東北地方の中でブナの豊凶リズムに地域間変異があるためと考察している。

一方、本報告では、過去 6 年間の目撃痕跡数と豊凶指数の相関係数は、すべての出没変動タイプで、コナラとミズナラと強い相関をもつ市町がみられた (表 2)。このことは出没変動タイプの違いに関わらず、出没変動の要因としてコナラとミズナラの堅果の豊凶が共通して働いていることを示唆している。ただし、過去 6 年間におけるコナラとミズナラの豊凶指数の変動は極めて相関が高いことから (藤木ほか 2011)、実際はどちらか片方の樹種の豊凶のみが出没変動要因として強く働いている可能性もある。県内におけるコナラとミズナラの資源量については精度の高い植生図が整備されていないため明確ではない。しかし、経験的には、全県的にはコナラの資源量の方が格段に多いものと推測される (橋本 1995)。特に Type 1 に区分された地域は、Type 2 に区分された地域に比べて、冷温帯性の植生域が少ないことから、相対的にコナラが多いものと推測される (宮脇 1984)。つまり、実際はコナラの豊凶がミズナラより強く出没変動に影響している可能性があり、またその傾向は Type 1 でより強い可能性がある。

ブナに関しては有意ではなかったが、全ての市町で一貫して相関係数は中程度の負の値をとっていることから、出没変動要因として一定の影響力はもっているものと推測される。また、香美町において最も強い相関がみられたことは、香美町では他の市町に比べ相対的にブナの影響力が強く、その結果として Type 2b とは若干異なるツキノワグマの出没変動パターンを示すのかも知れない。実際、県内におけるブナの分布は香美町とその周辺に集中していると推測される (宮脇 1984)。また、2004 年、2006 年、2010 年は全県的にブナが大凶作であったが (藤木ほか 2011)、これらの年の秋季におけるツキノワグマ出没のピークが全般的に最も明瞭だったのは香美町だったことも、これを示唆している。

以上のことから、県内ではコナラ、ブナ、ミズナラの堅果の豊凶のいずれも、ツキノワグマの出没変動要因として働いているが、それぞれの影響の強さは、その資源量に応じて地域によって異なっている可能性がある。また、その結果として、県内のツキノワグマの出没変動パターンには地域間変異が生じている可能性がある。ただし、今回の解析に用いたデータの期間は 6 年間と短く、偶発的に生じる関係性の影響を十分排除したうえで、各地域におけるそれぞれの樹種の影響力の強さを定量化できている訳ではない。今後、継続的なモニタリ

ング調査を実施し、より長期的なデータに基づいた解析を進める必要がある。また、精度の高い植生図の整備を進めることによって、ブナ科樹木の資源量の点からも裏付けをとる必要がある。

謝辞

本研究の一部は、平成 18 年～20 年度科学研究費補助金（基盤研究 C 1850783）と環境省の環境研究総合推進費（D-1003）により実施されました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

- Fortin M-J, Dale M 2005 Spatial analysis. A guide for ecologists. Cambridge University Press, Cambridge, 380pp.
- 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.
- 橋本光政 1995 兵庫県の樹木誌. 兵庫県農林水産部林務課, 678pp.
- 橋本幸彦・高槻成紀 1997 ツキノワグマの食性: 総説. 哺乳類科学 37:1-19.
- 宮脇昭 1984 日本植生誌 近畿. 至文堂, 596pp.
- 兵庫県 2009 第 2 期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 大井徹 2009 ツキノワグマ クマと森の生物学. 東海大学出版会, 246pp.
- Oka T 2006 Regional concurrence in the number of culled Asiatic black bears, *Ursus thibetanus*. Mammal Study 31:79-85.
- Oka T, Miura S, Masaki T, Suzuki W, Osumi K, Saitoh S 2004 Relationship between changes in beechnut production and Asiatic black bears in northern Japan. Journal of Wildlife Management 68:979-986.
- Suzuki W, Osumi K, Masaki T 2005 Mast seeding and its spatial scale in *Fagus crenata* in northern Japan. Forest Ecology and Management 205:105-116.
- 谷口真吾・尾崎慎也 2003 兵庫県氷ノ山山系におけるブナ・ミズナラの結実とツキノワグマの目撃頭数の関係. 森林立地 45:1-6.

第 6 章

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

横山真弓・齋田栄里奈・江藤公俊・中村幸子・森光由樹

要 点

- ・兵庫県におけるツキノワグマの行動圏の特徴を分析するため、有害捕獲と錯誤捕獲、学術研究捕獲により捕獲されたツキノワグマのオス 11 頭とメス 11 頭から GPS データを取得した。
- ・最外郭法 (MCP) と固定カーネル法 (95%Khr、50%Khr) により行動圏を算出した。
- ・未利用地を排除して算出される行動圏 95%Khr の平均は 19.3~62.8km² となり、移動を伴わず放獣したメスで最も狭く、移動放獣されたオスで最も広い行動圏を示した。
- ・行動圏面積は個体差が大きく、雌雄ともに MCP で 100 km² を超えるものもあったが、生息コアエリアを表す 50%Khr は 4.2~11.1km² といずれの個体でも狭かった。
- ・同一個体において、堅果類の豊作年と凶作年の秋に追跡できたメス 2 頭では、凶作年の MCP は、豊作年の 3 倍~17 倍に拡大していた。
- ・同一地域で捕獲されたメス 3 頭の行動圏は狭い範囲で重複しており、生息コアエリアも同時に重複している個体があった。
- ・近畿圏に生息するツキノワグマは人為的攪乱や資源不足がない場合 10~30 km² ほどの行動圏をもつものと考えられたが、状況に応じて柔軟に行動圏を拡大させる能力があることも示された。

Kew words : GPS 首輪 現地放獣 移動放獣 固定カーネル法 最外郭法

1. はじめに

ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) は本州で最大級の大型哺乳類であり、多様な環境を必要とし、広域的に移動することが知られている。また、学習能力も高いと考えられており、同一個体でも経験により行動が変化するなど個体差・年次差があることが知られている。ツキノワグマの行動について、これまでに報告されているものとしては、行動圏の雌雄による特徴 (秋田県 1986; Oi & Yamazaki 2006) や季節的な移動 (羽澄 1986)、あるいは標高移動 (Izumiya & Shiraishi 2004) などがあるが、西日本での研究事例は少ない (片山 1999; 島根県 2001; 玉谷ほか 2001)。特に、人の生活圏とツキノワグマの生息域が隣接している地域が多い近畿圏では、ツキノワグマの行動に関する情報は極めて少なく、基本的な情報の集積が必要な段階である。

兵庫県では、2003年より特定鳥獣保護管理計画に基づいて、ツキノワグマの捕獲と放獣を積み重ねてきた（兵庫県 2009; 稲葉 2011）。この計画に基づき有害捕獲の際には、捕殺以外の方法として、忌避条件付け放獣（学習放獣）を実施してきた（兵庫県 2009; 横山ほか 2008）。また錯誤捕獲時にも放獣することにより、人為的な捕殺を避ける対策を実施してきた。これらの対策では、有効性を検証することが必要であるため、放獣後の行動や通常の行動圏と出没時の行動圏との関係についてモニタリングを続けている（横山ほか 2008; 横山 2009）。しかし、ツキノワグマが行動する山間部においては、地上波を用いた調査は、地形や反射波が発生することが多く、追跡可能なエリアも限定されるため、ツキノワグマの行動圏を適切に把握するためのデータ収集が困難であった。個体差や年次差の大きいツキノワグマの行動特性を理解し、保全管理に反映させるためには、十分な追跡個体数や追跡頻度などが必要である。そこで、移動放獣直後のツキノワグマの行動や、行動圏に関する詳細な情報を収集するため、GPS 首輪を用いた追跡を 2005 年より開始した。

本稿では、兵庫県におけるツキノワグマの行動圏の特徴について、主に GPS 首輪を用いた追跡により、性別、捕獲・放獣時の処理、堅果類の豊凶と行動圏の広さとの関係を分析し、兵庫県におけるツキノワグマの行動の特徴について明らかにすることを目的とした。

2. 調査地と方法

調査地

調査は、兵庫県北部の東中国個体群及び北近畿個体群が分布する地域を中心に行った（口絵 2 参照）。兵庫県では、有害捕獲許可に基づく捕獲と、イノシシの捕獲許可にもとづく箱わなやくくりわなに誤ってツキノワグマがかかった場合（錯誤捕獲）に、保護管理計画に基づいて放獣している（兵庫県 2009; 稲葉 2011）。学術研究捕獲は、兵庫県と鳥取県の県境に位置する氷ノ山（1510m）山系の兵庫県側において、2007 年から 2010 年にかけて実施した。

位置データの取得と行動圏の算出

有害捕獲及び錯誤捕獲と、学術研究捕獲により捕獲された 22 頭（オス 11 頭、メス 11 頭）のツキノワグマに GPS 首輪（Lotek4400S: Lotek 社製）を装着し、放獣後に追跡を行った。有害捕獲では、被害を発生させた可能性がある場合、忌避条件付けを行い、移動放獣を行った。錯誤捕獲では、原則的に忌避条件付けを行っていないが、被害を発生させた可能性がある場合は、忌避条件付けを行った。また、被害発生とは関係のない場合でも人為的環境に近い地域で捕獲されることが多いため、全て移動して放獣した。学術研究捕獲では、人為的環境から離れた場所での捕獲であるため、その場で放獣した。以後、移動を伴って放獣された有害捕獲及び錯誤捕獲個体を「移動」、移動放獣を伴わない学術研究捕獲を「現地」とする。

GPS 首輪の測位プログラムは 2 時間おきとし、1 年後にタイマーにより脱落するように設定した。ツキノワグマが捕獲された際に麻酔による不動化を行い、GPS 首輪を装着した。使用した位置データは、3D データのみとし、ディファレンシャル補正を行ったデータを解析に使用した。得られた GPS データは、地理情報システム（GIS）（Esri 社 ArcGIS9.3）上において、最外郭法（Minimum convex polygon method: MCP）及び固定カーネル法（Fixed

Kernel method: Khr) (Worton 1989) により、行動圏サイズを算出した。固定カーネル法では、95%行動圏サイズ (95%Khr) と生息コアエリアを表す 50%行動圏サイズ (50%Khr) を

表 1 追跡した個体の属性データと追跡期間

捕獲理由	個体ID	性別	年齢	豊凶年	追跡開始	追跡終了	追跡日数
管理	1	♂	5	豊	2005/11/21	2006/8/10	262
	11	♂	14	豊	2007/11/16	2008/4/30	166
	12	♂	3	豊	2007/11/18	2008/6/17	212
	3	♂	9	凶	2006/8/17	2006/11/14	89
	5	♂	12	凶	2006/10/7	2007/7/6	272
	6	♂	17	凶	2006/10/10	2007/4/19	191
	7	♂	7	凶	2006/10/10	2007/6/22	255
	8	♂	5	凶	2006/11/8	2007/6/1	205
	18	♂	3	凶	2008/10/9	2009/7/17	281
	20	♂	9	凶	2008/10/22	2009/7/2	253
	13	♀	16	豊	2007/11/22	2008/7/20	241
	4	♀	13	凶	2006/9/14	2006/11/23	70
	14	♀	9	凶	2008/11/24	2009/5/15	172
	15a	♀	8	凶	2008/7/16	2008/11/17	127
	21	♀	5	凶	2008/9/4	2009/5/31	269
22	♀	3	凶	2008/10/1	2009/7/15	287	
学術	G	♂	2	豊	2008/7/10	2008/10/16	98
	15b	♀	9	豊	2009/6/14	2009/11/27	167
	Ot	♀	17	豊	2007/8/21	2008/7/16	330
	D	♀	10	豊	2007/10/1	2008/6/18	261
	H	♀	6	凶	2010/7/23	2010/12/15	145
	Ob	♀	5	凶	2010/7/8	2010/10/15	99

用いた。行動圏算出には、ArcGIS のアドイン用ソフト Hawth's Analysis Tools を用いた。同一個体の複数年比較は、GPS データのほか、地上波による探索データを用いた。地上波発信器は、有害捕獲時に装着されており (稲葉 2011)、定期的に探索が行われている。行動圏の比較は、一元配置の分散分析 (ANOVA) を用い、多重比較には Tukey HSD 法による有意水準の調整を行った。行動圏サイズの比較は、9月から11月 (秋) のデータがあり、60日以上追跡した個体を対象とした (表1)。このうち、15個体は追跡期間に約3ヵ月間の冬眠期間を含んでいた。

3. 結果

捕獲理由と性別ごとの行動圏サイズ

最外郭法 (MCP) 及び固定カーネル法 (95%Khr、50%Khr) による平均行動圏サイズを表 2 に示した。「現地」では、オスが 1 個体のみであったため、行動圏の比較は、「移動オス」と「移動メス」及び「現地メス」の 3 グループで行った。3 群比較では、いずれの行動圏サイズにおいても有意差が認められた (MCP: $F=6.8$, $P<0.01$; 95%Khr: $F=10.6$, $P<0.01$; 50%Khr: $F=8.5$, $P<0.01$)。多重比較を行ったところ、95%Khr では、3 群のどの組み合わせでも有意差が認められ ($P<0.01$) (表 2)、MCP と 50%Khr は、「移動オス」と「現地メス」で、有意差が認められた ($P<0.01$) (表 2)。

「移動オス」「移動メス」「現地メス」の各グループで 2 頭ずつ、合計 6 頭の空間的利用および行動圏を、図 1~3 に示した。「移動」については、移動ルートが分かるように放獣後 2 週間の測位位置についても表示した (横山ほか 2011)。「移動」では、オスメスとも放獣後に大きく移動しており、95%Khr は 2 つに分割される傾向にあった (図 1、2)。しかし、「現地」においては、放獣地点付近から大きく移動することはなく、11.3~19.3 km² の行動圏サイズとなった (図 3、表 2)。

表 2 捕獲理由別・性別の行動圏サイズ

60 日以上追跡した個体について、最外郭行動圏 (MCP)、95%カーネル行動圏 (95%Khr)、50%カーネル行動圏 (50%Khr) の平均値と標準偏差 (km²) を示した。

	性	N	MCP	95%Khr	50%Khr
移動	♂	9	97.6±63.3 a	62.8±23.6 d	11.1±3.8 g
	♀	6	60.7±28.3 ab	48.2±14.3 e	8.0±3.0 gh
現地	♂	1	24.6	22.6	2.9
	♀	6	11.3±10.2 bc	19.3±9.4 f	4.2±2.3 hi

*異なるローマ字は有意差 ($P<0.01$) があることを示している。

堅果類の豊作年と凶作年の行動圏の比較

豊凶の判定は、藤木ほか (2011) に従った。同一個体において、豊作年と凶作年の 2 カ年にわたり追跡できた個体は、成獣メス 2 頭であった (表 3)。個体 ID 「15」については、豊作年と凶作年の 2 カ年にわたり GPS 首輪による追跡が可能だったため、測位地点と MCP を図 4 a に示した。また、個体「E」については、豊作年の 10 月を含めた 1~2 ヶ月間の GPS データと、凶作年における地上波データがそれぞれ得られたため、測位地点と MCP を図 4 b に示した。いずれの個体も、豊作年は 4~6km² の行動圏を示したが、凶作年は行動圏が拡大した。個体 ID 「15」は、豊作年、凶作年とも約 4 ヶ月間の追跡であったが、凶作年には行動圏 (MCP) は 102 km² となり、豊作年の 17 倍の広さとなった。行動を大きく変更させていたのは、10 月 1 日から 11 月 9 日までの約 1 ヶ月間のみであり、その後はほぼ豊作年に利

用していた範囲から逸脱しなかった (図 4 a)。個体「E」については、豊作年の秋には山間部に生息していたが、凶作年になると 15.3 km² と MCP は約 3 倍に拡大し、人の生活圏への侵入が認められた (図 4 b)。

表 3 豊作年と凶作年の 2 カ年にわたり追跡した個体の追跡情報

個体ID	15		E	
	豊作	凶作	豊作	凶作
堅果類の豊凶	豊作	凶作	豊作	凶作
最外郭行動圏サイズ	6.0	101.8	5.7	15.3
発信器種別	GPS	GPS	GPS	地上波
追跡開始	2009/6/14	2008/7/16	2007/10/4	2010/9/9
追跡終了	2009/11/27	2008/11/17	2007/11/8	2010/11/12
追跡日数	167	127	35	64

行動圏の重複

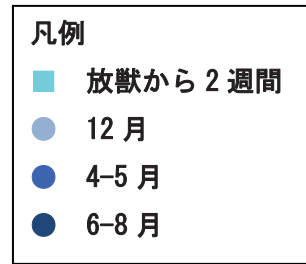
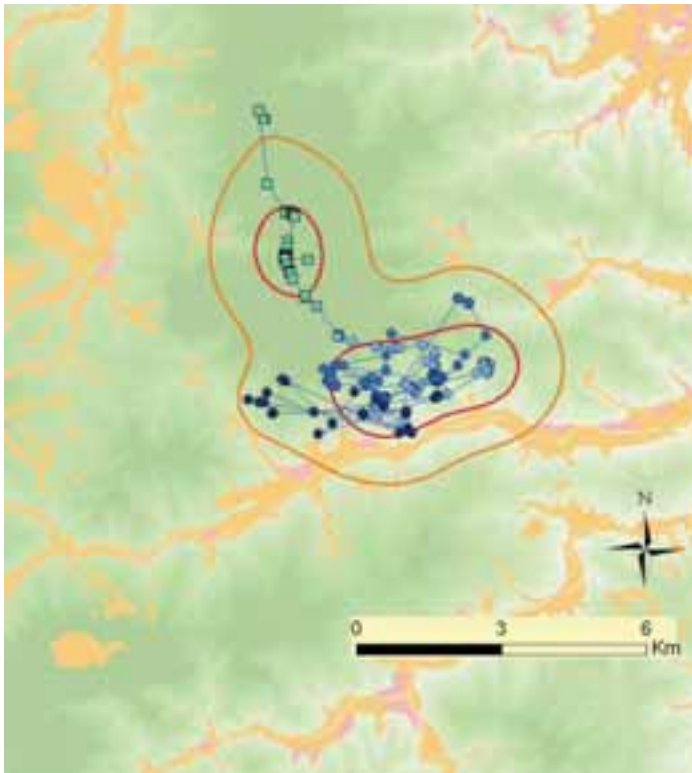
ほぼ同一地点で捕獲放獣された「現地メス」3 頭 (個体 ID 「H」、「Ob」、「15b」) (表 1) について、測位地点を図 5 に示した。生息コアエリアである 50%Khr は大きく重複し、各個体の MCP は 6 km² 以下であった。個体 ID 「H」と「Ob」については、2010 年の凶作年の追跡結果であり、追跡期間もほぼ重複していた (表 1)。この 2 頭については、人為的環境との境界である林縁部に測位地点があるが、集落内での測位は得られなかった。「15b」については、2009 年の豊作年の追跡結果であるが、隣接集落を通過していた。この個体は、2010 年 11 月に別の近隣集落で捕獲された。

4. 考察

行動圏サイズの計算方法は複数あるが、ツキノワグマをはじめとする大型獣の行動圏には、最外郭法と固定カーネル法が一般的に用いられている (尾崎・工藤 2002)。最外郭法による行動圏サイズは、未利用地を行動圏に含む (Worton 1987) ために、実際の動物が日常的に利用する範囲を過大評価する欠点があるものの、過去のデータとの比較が可能であるため、現在でもよく利用されている。一方で、近年、測位地点密度により行動圏サイズを算出する固定カーネル法がよく利用されている (Powell *et al.* 1997; White & Garrott 1990)。未利用地の多くを排除した 95%Khr は行動圏サイズを、50%Khr は集中利用地域 (生息コアエリア) をより適切に表していると考えられている。本研究では、日常的に利用する行動圏や放獣後の行動圏の特徴と、他地域で算出されたツキノワグマの行動圏との比較を行うため、3 種類の行動圏を算出した。

本研究で得られた行動圏サイズのうち、50%Khr は比較した 3 群で 10 km² 程度と大型獣としては極めて狭い範囲であった (表 2)。MCP や 95%Khr では個体差が大きい、生息コアエリアを表す 50%Khr は、性別や人為的攪乱の有無などの違いによらず、狭いことが明らかとなった。既存の研究 (羽澄ほか 1997) から、ツキノワグマのメス同士のコアエリアは排他

(a) 個体 ID 「1」・♂（豊作年）



(b) 個体 ID 「20」・♂（凶作年）

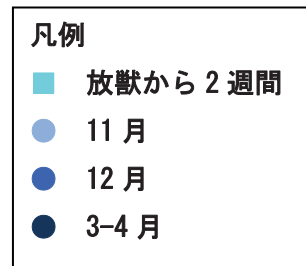
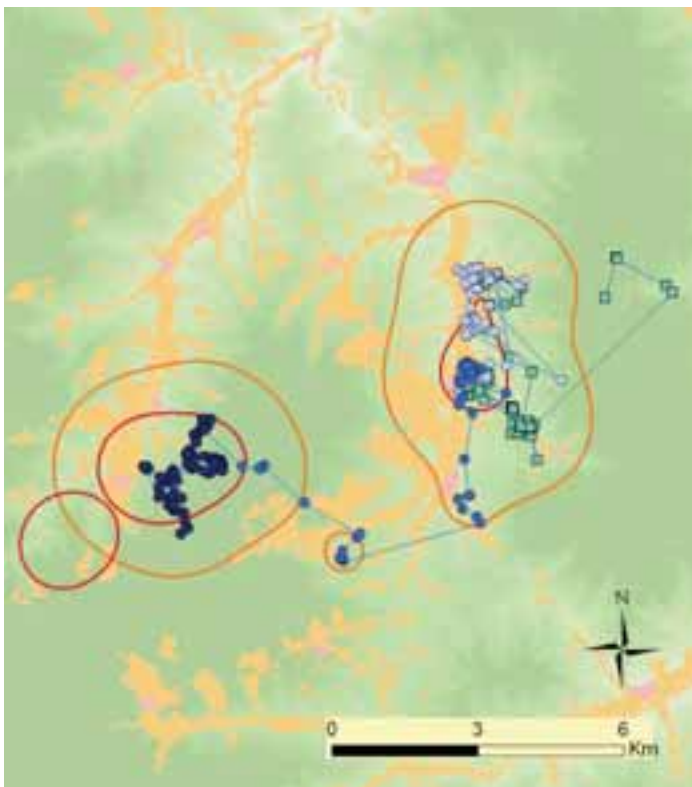
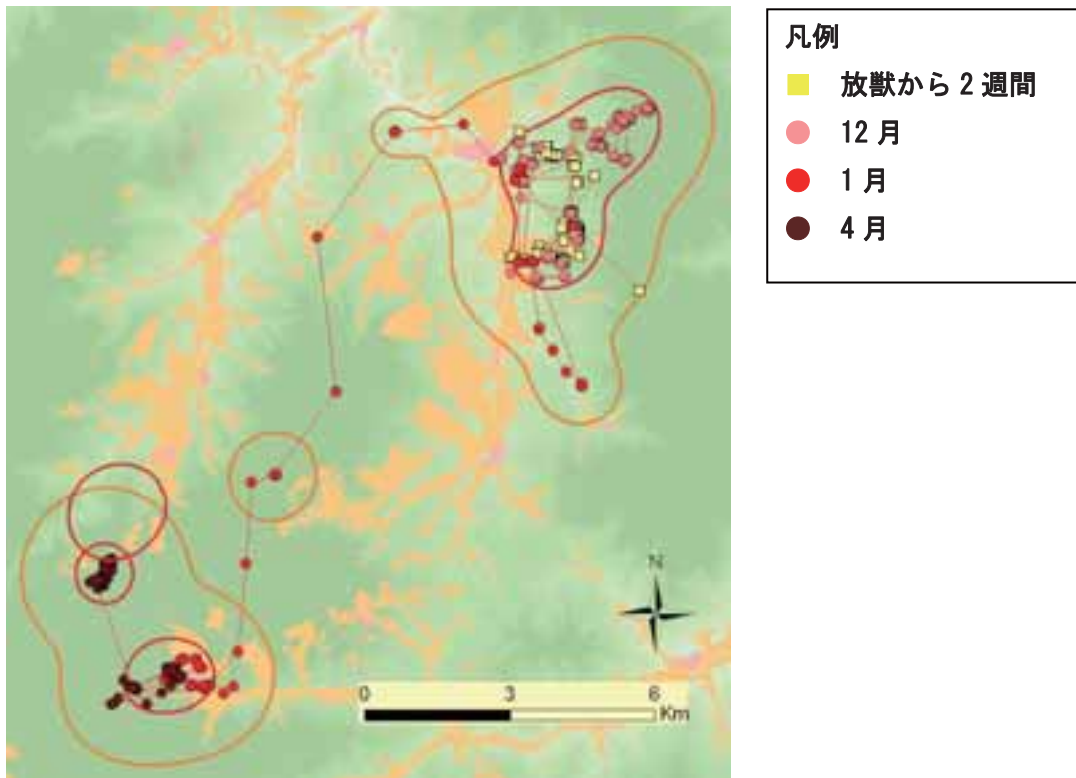


図 1 移動放獣（有害捕獲および錯誤捕獲）によるオスの豊凶別の行動圏

95%カーネル行動圏（橙ライン）、50%カーネル行動圏（赤ライン）を示した。
背景図：■集落、■耕作地、■森林

(a) 個体 ID 「13」・♀（豊作年）



(b) 個体 ID 「14」・♀（凶作年）

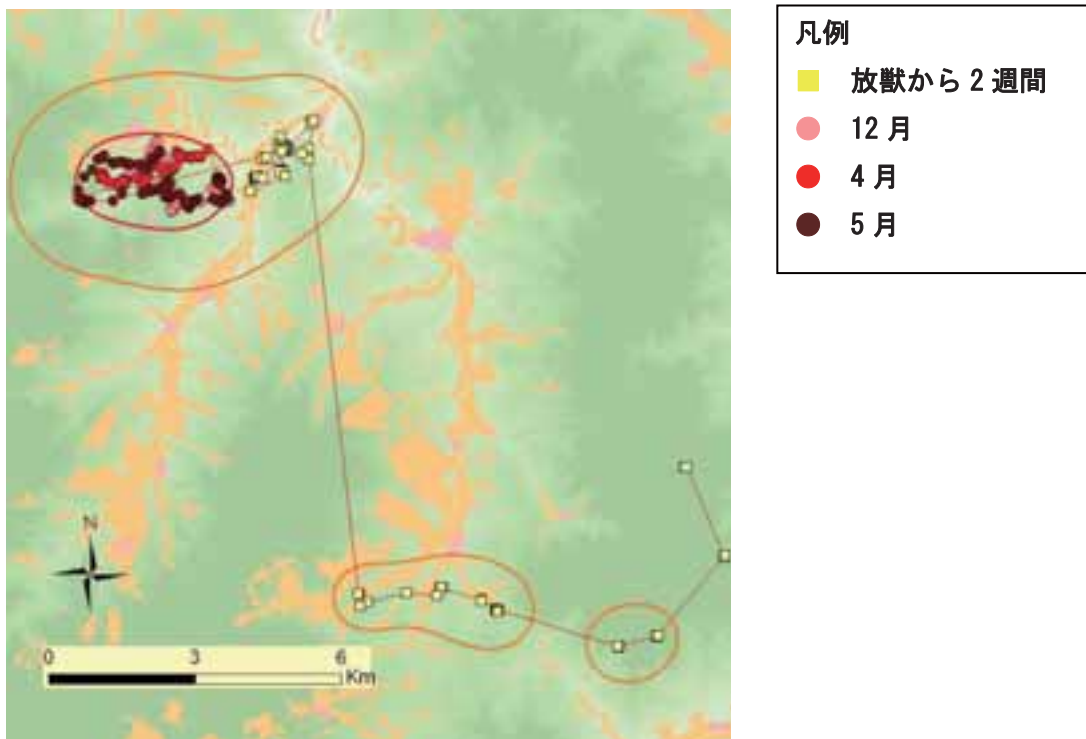
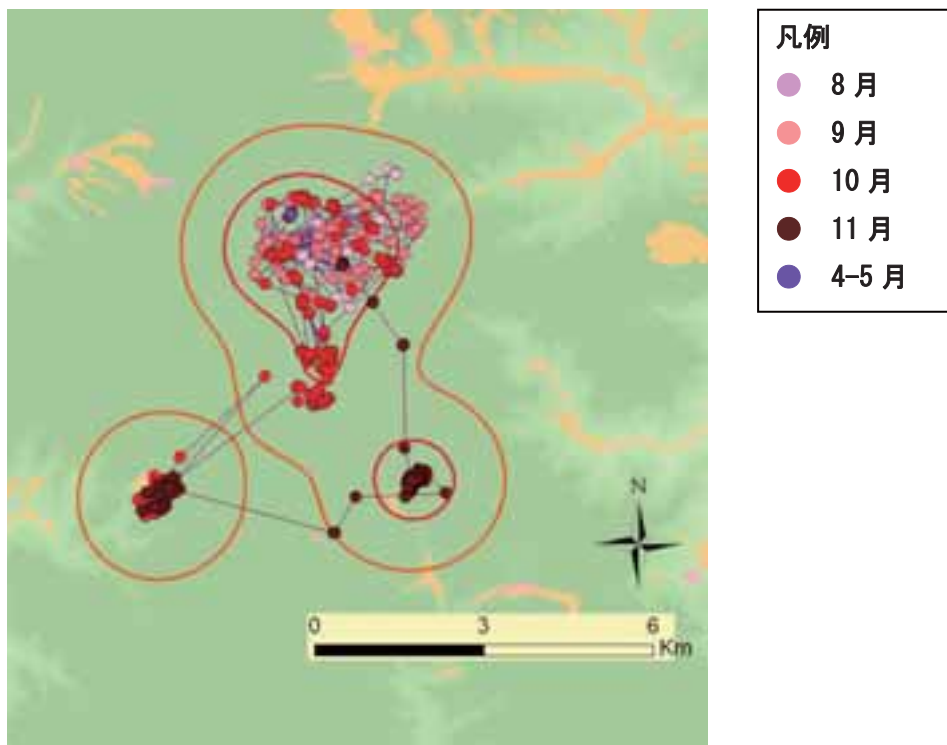


図 2 移動放獣（有害捕獲および錯誤捕獲）によるメスの豊凶別の行動圏

95%カーネル行動圏（橙ライン）、50%カーネル行動圏（赤ライン）を示した。
 背景図：■集落、■耕作地、■森林

(a) 個体 ID 「0t」・♀（豊作年）



(b) 個体 ID 「H」・♀（凶作年）

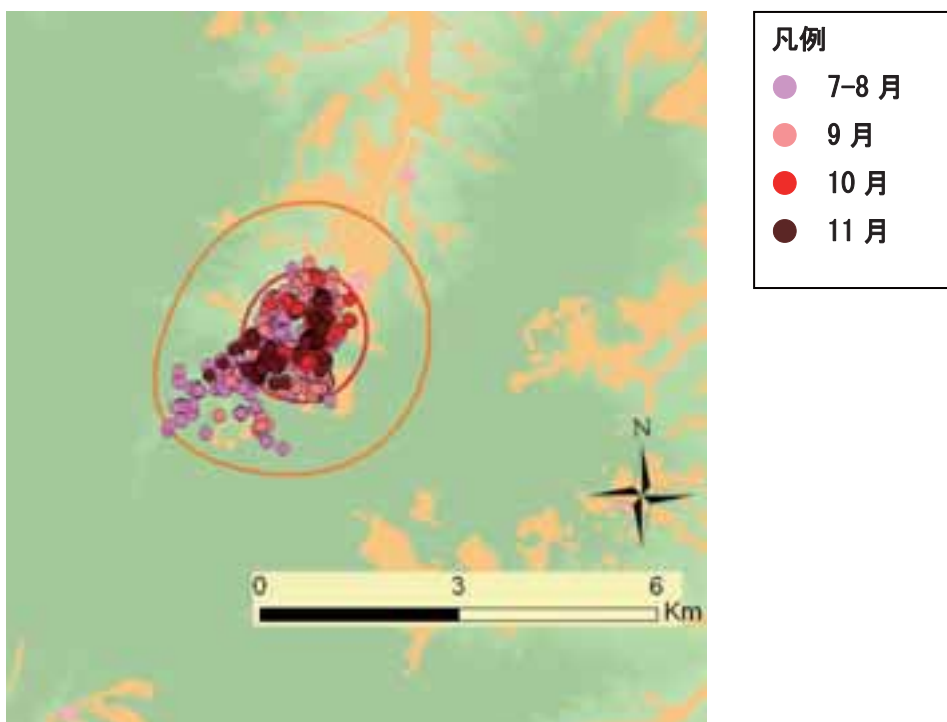


図3 現地放獣（学術研究捕獲）によるメスの豊凶別の行動圏

95%カーネル行動圏(橙ライン)、50%カーネル行動圏(赤ライン)を示した。
背景図：■集落、■耕作地、■森林

(a) 個体 ID 「15」



(b) 個体 ID 「E」



図4 同一個体における豊作年と凶作年の行動圏比較

最外郭法 (MCP) による行動圏と測位地点を示した。(a) 個体 ID 「15」成獣メス、豊作年 (黄色)、凶作年 (赤色) とも GPS 首輪による測位地点。(b) 個体 ID 「E」成獣メス、豊作年 (黄色) は GPS 首輪による追跡結果。凶作年 (赤色) は地上波による追跡結果。

的であると考えられてきたが、本研究では、少なくとも2頭のメス (ID 「H」と「Ob」) の生息コアエリアは時間的・空間的に大きく重複していた。また、前年のデータではあるが、ほぼ同一地域を複数年にわたり生息コアエリアとして利用してきた別のメス (ID 「15」) も確認された (図5)。このエリアは冬眠場所としての利用も確認されている (横山 未発表)。本調査地域には、きわめて狭い範囲で複数のメスグマが同所的に生息していたことが示唆された。また、2010年の秋に得られたID 「H」と「Ob」については、耕作地などを通過していたが、隣接集落には出没しなかった (図5)。この隣接する集落では、不要なカキの木等の伐採を長期間徐々に進めてきており、ツキノワグマの誘引物が他の集落に比べて少ない状況であった (鈴木ほか 2011)。このことから、複数のツキノワグマの生息コアエリアが隣接し

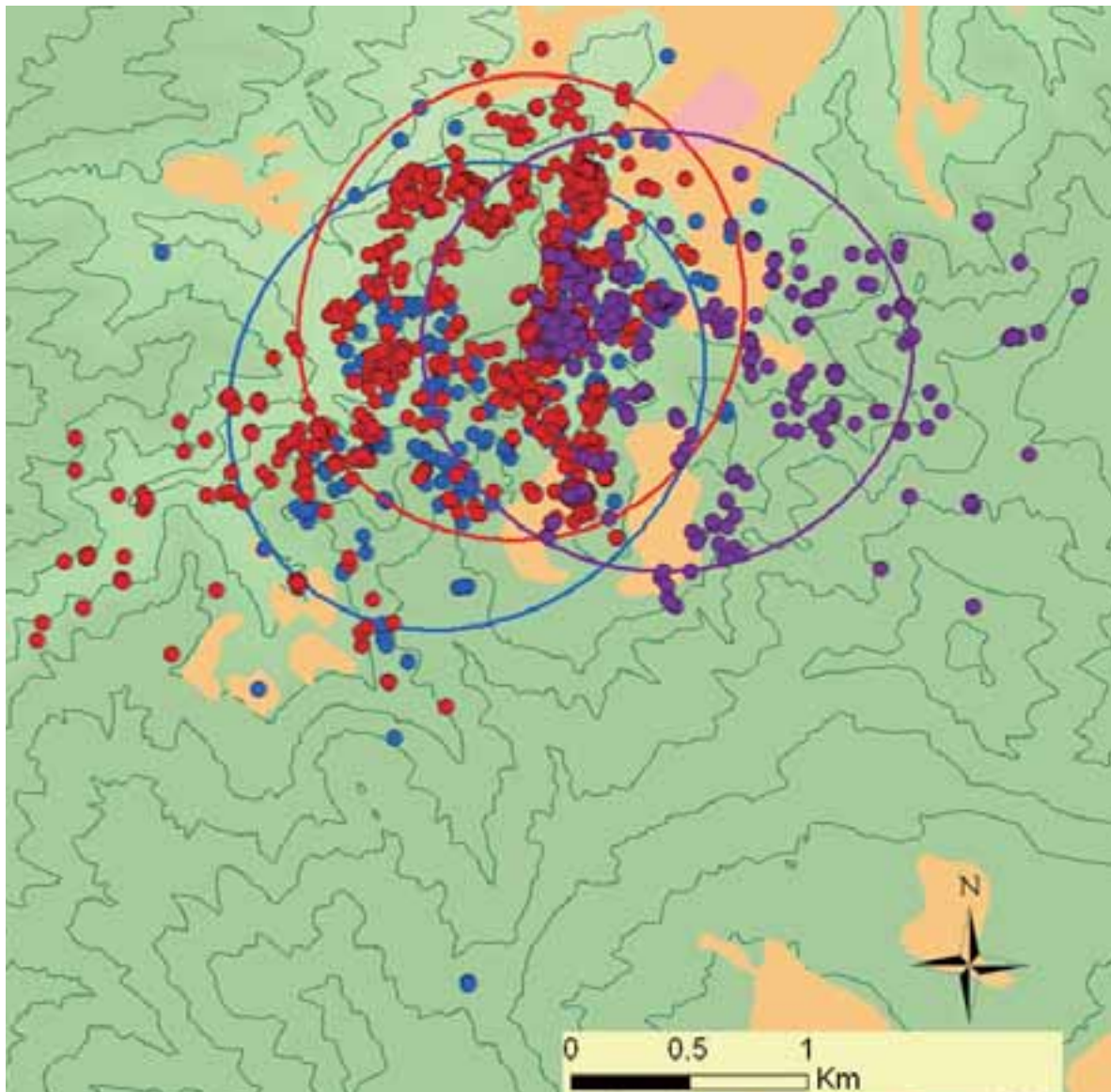


図5 現地放獣（学術研究捕獲）による成獣メス3頭の測位地点と行動圏

測位地点は、取得されたすべての3D データを示した。生息コアエリア（50%カーネル行動圏：円）および測位地点を示した。個体ID「H」（紫）（図3bと同一）、個体ID「0b」（赤）、個体ID「15b」（青）（図2a黄色と同一）で示した。背景図には、■集落、■耕作地■森林を示した。

ていても、誘引物の管理が適切であれば、ツキノワグマの集落への出没は抑制できることを示す事例となった。

その一方、堅果類の凶作による資源不足や移動放獣などの人為的な影響を受けると、生息コアエリアとは異なる場所を広範囲に移動するという傾向が、多くの個体で明らかとなった（図1, 2, 4）。利用する空間スケールは、95%Khrの平均で50 km²以上、MCPでは60 km²以上となった。MCPが100 km²を超える個体も、オスで3頭、メスで2頭認められ、ツキノワグマの成獣は雌雄ともに、状況に応じて行動圏を拡大させる能力を備えていることが示された。また、同一個体であっても、環境の変動に応じて、利用する範囲を柔軟に拡大、縮小させる能力が認められた（図4）。

未利用地の多くを排除し算出された 95%Khr では、比較した「移動オス」「移動メス」「現地メス」の各グループ間でそれぞれ有意な差が認められたことから、雌雄と放獣方法は、個体の行動圏サイズに大きな影響を及ぼす要因であると考えられた。

片山 (1999) は、東中国山地で 1994 年から 1998 年にかけて、ツキノワグマに地上波発信器を装着し行動追跡した結果、年間の平均 MCP は、オスで 31.5km² (N=18)、メスで 6.9 km² (N=15) と報告している。また、北近畿個体群の行動追跡を行った玉谷ほか (2001) は、メスの行動圏を約 20 km² と報告している。これらの報告は、移動放獣等を伴っていないものであり、本研究における「現地」の結果と合わせると、人為的攪乱や資源不足がない場合、近畿圏のツキノワグマの行動圏は 10~30 km² と非常に狭いと考えられた。これは、東日本における調査報告 (羽澄ほか 1997; Izumiyama & Shiraishi 2004; Yamazaki 2009) とは大きく異なっていた。そのため、多様な日本の森林環境に生息するツキノワグマの能力としては、広範囲を行動圏にすることが可能であるが、西日本の環境においては、人為的攪乱がなければ、狭い範囲を日常の行動圏としていると考えられた。そのため、被害を及ぼす可能性のある地域に生息している個体を管理する場合、被害地の周囲 10~30 km² 程度で適切な出没対応を実施する必要があると考えられた。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、GPS 首輪の装着及び調査にあたり、(株)野生動物保護管理事務所の皆様にご協力をいただきました。また、この研究で利用したデータの一部は、平成 17 年~19 年度科学研究費補助金 (17688014) 「絶滅危惧種ツキノワグマは、なぜ人里へ出没するのか? —生理学的なアプローチからの出没要因の解明—」の助成を受けました。

引用文献

- 秋田県 1986 ツキノワグマ生態調査報告書. 秋田県生活環境部自然保護課.
- 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.
- 羽澄俊裕 1986 日光のツキノワグマ. 「日光の動植物」, 日光の動植物編集委員会編, pp.290-296. 栃の葉書房.
- 羽澄俊裕・小山克巳・長縄今日子・敦賀一二三 1997 大型哺乳類とその保護Ⅲ ツキノワグマ. 「丹沢大山自然環境総合調査報告書」, 神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, pp.453-469.
- 兵庫県 2009 第 2 期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 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.1-17. 兵庫県森林動物研究センター.
- Izumiyama S, Shiraishi T 2004 Seasonal changes in elevation and habitat use of the

- Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29:1-8.
- 片山敦司 1999 東中国山地におけるツキノワグマの生態調査. 第8期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書, pp.49-53. 日本自然保護協会.
- Oi T, Yamazaki K 2006 The status of Asiatic black bears in Japan. In *Understanding Asian bears to secure their future*, Japan Bear Network ed., pp.122-133, Japan Bear Network.
- 尾崎研一・工藤琢磨 2002 行動圏: その推定法、及び観察点間の事故相関の影響. *日本生態学会誌* 52: 233-242.
- Powell RA, Zimmerman JW, Seaman DE 1997 *Ecology and Behavior of North American Black Bears: Home ranges, habitat and social organization*. Chapman & Hall, London, 224pp.
- 島根県 2001 島根県におけるツキノワグマに関する調査 (I) - 生息、被害および対策の実態 -. 島根県農林水産部森林整備課, 52pp.
- 鈴木克哉・横山真弓・藤木大介・稲葉一明 2011 ツキノワグマの誘引要因としてのカキの木分布様式と対策手法の検討. 「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.139-152. 兵庫県森林動物研究センター.
- 玉谷宏夫・小林勝志・高柳敦 2001 近畿北部におけるニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の行動特性と生息環境利用の季節変化. *森林研究* 73:1-11.
- Worton BJ 1987 A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* 38:277-298.
- Worton BJ 1989 Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164-168.
- White GC, Garrott RA 1990 *Analysis of Wildlife Radio Tracking Data*. Academic Press, San Diego, California 383pp.
- Yamazaki K 2009 *Ursus thibetanus*. In *The Wild Mammals of Japan*, Ohdachi SD, Ishibashi Y, Iwasa M, Saitoh T, eds., pp.235- 237, Shoukadoh, Kyoto.
- 横山真弓 2009 ツキノワグマ―絶滅の危機からの脱却―. 「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編, pp.129-158. PHPサイエンス・ワールド新書.
- 横山真弓・坂田宏志・森光由樹・藤木大介・室山泰之 2008 兵庫県におけるツキノワグマの保護管理計画およびモニタリングの現状と課題. *哺乳類科学* 48:65-71.
- 横山真弓・坂田宏志・関香菜子・斎田栄里奈・中村幸子・森光由樹 2011 捕獲・放獣条件の違いによるツキノワグマの行動特性. 「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.84-93. 兵庫県森林動物研究センター.

第 7 章

ツキノワグマにおける捕獲理由の違い及び 忌避条件付けの有無と土地利用の関係

関香菜子・横山真弓・坂田宏志・森光由樹・斎田栄里奈・室山泰之

要 点

- ・有害捕獲で忌避条件付けされた個体と、錯誤捕獲で忌避条件付けされていない個体の放獣後の行動を比較した。
- ・放獣個体の性別や放獣時期、放獣した年の堅果類の豊凶などによって、放獣後の行動が異なるかどうかについても、分析を行なった。
- ・有害捕獲で忌避条件付けされた個体は、錯誤捕獲で忌避条件付けされていない個体よりも、人里周辺の利用頻度が高かった。
- ・堅果類が豊作の年の 9 月と 10 月に捕獲された個体は、放獣から日数が経つにつれて人里周辺の利用頻度が高くなった。
- ・堅果類が凶作の年の 11 月に捕獲された個体は、放獣から日数が経つにつれて人里周辺の利用頻度が低くなった。
- ・これらの結果から、ツキノワグマの放獣後の行動は、忌避条件付け放獣の影響より捕獲までの履歴の影響の方が大きいことが示唆された。そのため、ツキノワグマの人里周辺の利用を防ぐためには、被害を継続的に発生させ、人里を利用するのに馴れてしまった個体を作らないことが重要な課題であると考えられた。

key words : GPS 首輪 有害捕獲 錯誤捕獲 人為的環境 一般化線形混合モデル

1. はじめに

クマ類の保護管理の現場では、個体数の保全と被害軽減の両立が求められており、これらの解決に向けた対策の一つとして、忌避条件付け放獣が位置づけられている。この方法は、学習放獣とも呼ばれ、人里を忌避することをクマに学習させるために行われている。具体的には、人の生活圏に出没したクマを捕獲し、カプサイシンスプレーの噴射や花火弾、ゴム弾などの嫌悪刺激を与えた後（忌避条件付け）、放獣する方法である。

忌避条件付け放獣は、ヒグマ (*Ursus arctos*) やアメリカクロクマ (*Ursus americanus*) においても実用化がされている (Rauer *et al.* 2003; Leigh & Chamberlain 2008)。ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) と近縁のアメリカクロクマにおける事例では、捕獲場所から放獣場所までの距離が長いほど捕獲地点に回帰しにくいという報告や (Rogers 1986)、犬などを使用することによって、与える嫌悪刺激を大きくした方が捕獲地点に回帰しにくいという報告がある (Leigh & Chamberlain 2008; Beckmann *et al.* 2004)。

海外での研究事例は数多いが、日本の森林環境では、捕獲場所から長距離移動して放獣するのは困難であることや、集落と森林がモザイク状に分布した土地利用になっていることから、海外で行なわれている方法をそのまま適用することは難しく課題が多い。実際に、これまで、放獣後の個体の行動を追跡し、人里周辺への回帰の有無を調査した事例がいくつか報告されているが（中西ほか 2007; 小山ほか 2007; 横山 2007）、放獣方法やその結果はさまざまであり、検証すべき課題は数多く残っている。

兵庫県では、2003年からツキノワグマによる被害の軽減・防止と個体群の絶滅回避を目標とした「ツキノワグマ保護管理計画」を策定し施行している。この計画では、ツキノワグマの出没時における対応区分の一つとして、忌避条件付け放獣を挙げている。

忌避条件付けは、被害が継続的に発生し、人由来の餌資源に執着、もしくは人慣れが進行していると判断され捕獲された有害捕獲個体を放獣する際に行われる。イノシシの捕獲を目的に仕掛けられたわなに捕獲された錯誤捕獲個体の場合は、原則的に忌避条件付けは行われないが、人家周辺での捕獲や、精神被害を含む被害を発生させている可能性が高いと判断された場合は、忌避条件付けが行われる（兵庫県 2009）。

そこで本研究では、忌避条件付けをして放獣した個体に発信器を装着して行動追跡することによって、忌避条件付け後の行動を明らかにすることを目的とした。また、錯誤捕獲で忌避条件付けをされていない個体の行動と比較し、忌避条件付けによって、人里への出没が忌避条件付けをされていない個体と同じ程度まで減少するかについても検討した。さらに、放獣個体の性別（オス・メス）や放獣時期、放獣した年の堅果類の豊凶などによって、放獣後の行動が異なるのかについても、分析を行なった。これらの結果にもとづいて、ツキノワグマの人里への出没を防ぐためのより効果的な対策を提案する。

2. 材料及び方法

2-1. 調査地

調査地は、兵庫県本州部である。兵庫県に生息するツキノワグマは、北東部を流れる一級河川である円山川（延長 68km）を境に、東中国個体群と北近畿個体群が生息している。東中国個体群は、兵庫県と鳥取県の境界に位置する氷ノ山（標高 1509.6m）を中心に分布し、北近畿個体群は床ノ尾山系を中心とする兵庫県と京都府の県境にかけて分布している。どちらの個体群も個体数が減少し孤立が進んでいる。その一方で、人身事故や出没による精神的不安、果樹園、養蜂場、民家近くの柿の木への被害などが発生している（兵庫県 2009）。

2-2. 解析データ

ツキノワグマの位置情報と個体情報

2005年から2008年の9月～11月に捕獲されたツキノワグマ14頭のデータを解析対象とした。これらの個体に、放獣後の行動を監視するために、Lotek社製のGPS首輪(GPS4400S)を装着し、2時間おきに測位して位置情報を取得した。14頭のうち9頭は、有害捕獲された個体か、錯誤捕獲されたが有害性が高いと判断された個体で、忌避条件付けが行われた（以

下、有害・忌避条件付け有り個体とする)。また、5頭は、錯誤捕獲された個体で忌避条件付けが行われなかった(以下、錯誤・忌避条件付け無し個体とする)(表1)。忌避条件付けは、放獣場所(捕獲地点と同一市内で人の活動が比較的少ない山中)で行われた。嫌悪刺激としては、檻叩き、爆竹、ロケット花火、轟音玉(動物駆逐煙火)、カプサイシンスプレーを使用し、個体の衰弱度に応じて生存に影響しない範囲で、複数を組み合わせて呈示した(表1)。本解析では、放獣から1カ月以内に得られた位置情報のうち、衛星を4つ以上捕捉して得られた3Dデータのみを使用した。さらに測位誤差を取り除くために、ディファレンシャル補正を行った。

表1 解析対象とした個体の情報

忌避条件付けに使用したスプレーは、カプサイシン(唐辛子)スプレーを指す。

個体ID	捕獲日	雌雄	年齢	堅果類の豊凶	忌避条件付け
有害・忌避条件付け有り					
Y1	2005/11/21	オス	5	豊	爆竹・スプレー
Y2	2006/9/14	メス	11	凶	檻叩き・スプレー
Y3	2006/10/7	オス	5	凶	檻叩き・爆竹・ロケット花火
Y4	2006/10/10	オス	17	凶	檻叩き・爆竹・ロケット花火
Y5	2006/10/10	オス	7	凶	檻叩き・爆竹
Y6	2007/11/16	オス	14	豊	爆竹・轟音玉・スプレー
Y7	2007/11/18	オス	3	豊	爆竹・轟音玉・スプレー
Y8	2008/10/9	オス	3	凶	檻叩き・爆竹・ロケット花火・スプレー
Y9	2008/10/17	メス	16	凶	檻叩き・爆竹・轟音玉・スプレー
錯誤・忌避条件付け無し					
S1	2007/11/22	メス	16	豊	-
S2	2008/9/4	メス	5	凶	-
S3	2008/10/1	メス	3	凶	-
S4	2008/10/10	メス	5	凶	-
S5	2008/10/22	オス	7	凶	-

ブナ科堅果類の豊凶

ブナ科堅果類は秋期のツキノワグマの主要な餌資源であるため(溝口ほか 1996)、その豊凶を環境要因とし分析に加えた。兵庫県森林動物研究センターでは、2005年から毎年9月、コナラ、ブナ、ミズナラを対象に、結実豊凶調査を行っている。各地点では10本の供試木を選び、各供試木を対象として目視により4段階(0, 1, 2, 3)の豊凶度で判定し、それらの豊凶度の平均値をその地点の豊凶指数として算出している(藤木ほか 2011)。本研究では、この値を用いて、豊凶度の平均値以上を豊作、平均値以下を凶作と定義して解析した。

日の出、日の入りの時刻

ツキノワグマによる人里周辺への出没は、夜間に集中して発生するため(山田・上馬 2008)、本研究では「夜間」の位置情報のみを用いて以下の統計解析を行った。「日中」と「夜間」の区分には国立天文台情報センターが発表している日の出、日の入りの時刻を使用し、日の出から日の入りまでを「日中」、日の入りから翌日の日の出までを「夜間」とした。

植生図

土地利用を把握するために、環境省生物多様性センターの発行する自然環境保全基礎調査「第 2-5 回植生調査重ね合わせ植生図」を使用し、市街地や畑、水田、果樹園など日常的に人が利用するところを「人為的環境」、それ以外を「その他森林」の 2 値に区分した。分類した植生図と得られた位置情報を用いて各ポイントの植生区分を抽出した。なお、これらの作業は GIS ソフト (Esri 社 ArcGIS9.3) を用いて行った。

統計解析

ツキノワグマの位置情報及び個体情報 (捕獲放獣方法・性別・捕獲された月・放獣からの日数)、植生区分、ブナ科堅果類の豊凶、日の出、日の入りの時刻のデータを用いて、ツキノワグマによる夜間の人為的環境利用を、変量効果に個体差を考慮した一般化線形混合モデルにより解析した。人為的環境を利用した地点数を応答変数とし、ツキノワグマの土地利用に影響を与えると考えられた「捕獲放獣方法 (有害・忌避条件付け有り、錯誤・忌避条件付け無し)」、「性別」、「捕獲された月」、「放獣からの日数」、「堅果類の豊凶」、及び「各変数の 2 次までの交互作用」を説明変数とした (表 2)。

放獣からの日数は、放獣 1 日目から 10 日目までを「1 期」、11 日目から 20 日目までを「2 期」、21 日目から 30 日目までを「3 期」と定義した。また、本解析では、「堅果類が凶作の年で、かつ 11 月に捕獲された個体」と「堅果類が豊作の年で、かつ 9 月から 10 月に捕獲された個体」のデータが得られなかった。また、9 月に捕獲された個体のデータが少なかった。このため、利用可能なデータを最大限活用するために「豊凶_捕獲月」の組み合わせ変数を作成した。この変数のカテゴリーは、「凶作年_9・10 月捕獲」と「豊作年_11 月捕獲」の 2 つである。2 次までの交互作用には、組み合わせが得られなかった「豊凶_捕獲月と性別」以外の交互作用を用いた。

誤差構造は二項分布、リンク関数はロジットとして、各変数同士の総当たりでモデルを作成しパラメータの推定を行った。モデルの選択には、赤池情報量基準 (AIC) を使用し、これが最小になるモデルを選択した (丹後ほか 1996)。また、得られたモデルから最小 2 乗平均を算出し人為的環境の利用頻度を推定した。なお、これらの作業は、SAS/STAT9.2 の GLIMMIX プロシジャールを用いて行った (SAS Institute 2008)。

表2 土地利用解析に用いた変数

変数名	分類
捕獲放獣方法	有害・忌避条件付け有り 錯誤・忌避条件付け無し
性別	オス メス
放獣からの日数	1期(1日目～10日目) 2期(11日目～20日目) 3期(21日目～30日目)
豊凶_捕獲月*	凶作_9・10月 豊作_11月

* 堅果類の豊凶と捕獲された月の組み合わせ変数

3. 結果

3-1. GPS による位置情報の取得

放獣から1ヵ月以内に得られた位置情報の分布を図1に示した。兵庫県北部、但馬地方を中心に情報が得られた。また、日中と夜間の土地利用の割合を図2に示した。人為的環境の利用は、日中が、 $9.0 \pm 9.4\%$ (平均 \pm 標準偏差, 以下同様)、夜間が、 $37.0 \pm 27.0\%$ であり、人為的環境の利用には偏りが見られた (Mann-Whitney U test, $U = 44$, $p = 0.001646$)。

また、夜間の3D測位数とその測位成功率 (3D測位成功数/測位予定数 $\times 100$) を表3に示した。各個体の3D測位数と測位成功率は、最小で35ポイント、 19.4% (個体ID: Y2)、最大で133ポイント、 73.9% (個体ID: Y7)であった。また、全個体の測位成功率は、 $42.2 \pm 18.7\%$ であり、有害・忌避条件付け有り個体は、 $40.9 \pm 17.9\%$ 、錯誤・忌避条件付け無し個体は、 $44.6 \pm 22.0\%$ であり、有意差はなかった (Mann-Whitney U test, $U = 21$, $p = 0.8981$)。

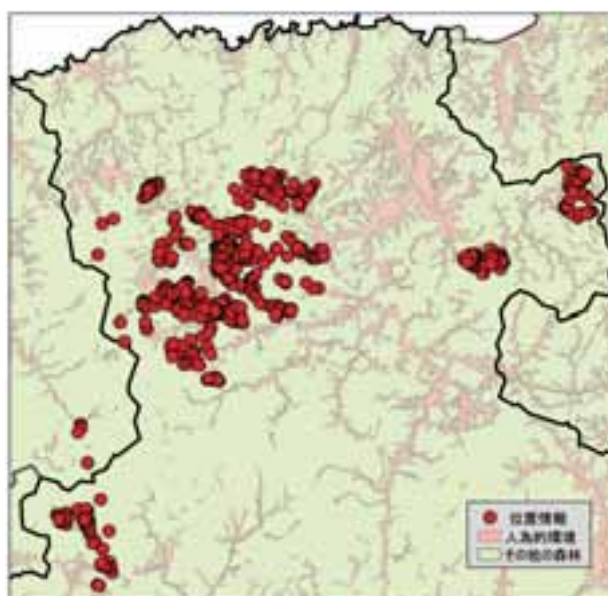


図1 GPS 装着個体の位置情報の分布 (放獣から1ヵ月以内)

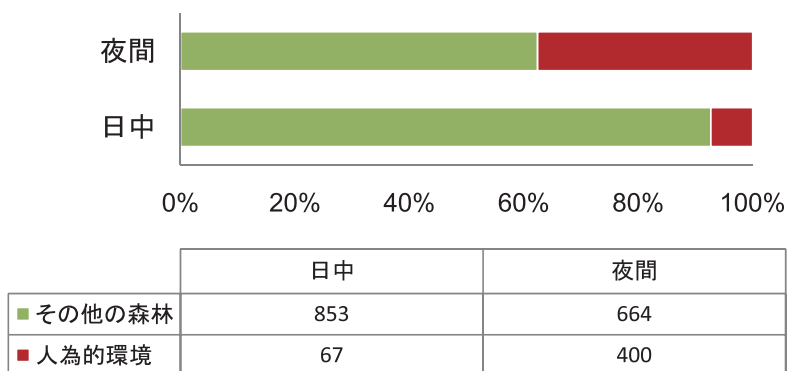


図2 日中・夜間別の土地利用の割合

日中・夜間別で、放獣から1ヵ月以内の土地利用（その他の森林と人為的環境利用）の割合を示した。数字は、得られた位置情報数を示す。

表3 各個体の3D測位成功数と測位成功率（夜間）

個体 ID	測位成功数	測位成功率*
有害・忌避条件付け有り		
Y1	52	28.9%
Y2	35	19.4%
Y3	56	31.1%
Y4	42	23.3%
Y5	74	41.1%
Y6	133	73.9%
Y7	82	45.6%
Y8	111	61.7%
Y9	78	43.3%
合計	663	40.9%
錯誤・忌避条件付け無し		
S1	119	66.1%
S2	36	20.0%
S3	39	21.7%
S4	100	55.6%
S5	107	59.4%
合計	401	44.6%

* 測位成功率 = (測位成功数 / 測位予定数) × 100

3-2. 選択されたモデル

AIC が最小となったモデルは、説明変数に「捕獲放獣方法」、「堅果類の豊凶_捕獲された月」、「放獣からの日数」、「豊凶_捕獲月と放獣からの日数の交互作用」を用いたモデルであり、「性別」は選択されなかった。また、検定の結果、上記 4 つの変数が 5%有意水準において有意であった（表 4）。

表 4 選択されたモデルの固定効果のタイプⅢ検定の結果

変数名	分子の自由度	分母の自由度	F 値	P
放獣方法	1	1046	4.19	0.041
豊凶_放獣月	1	1046	5.23	0.0224
放獣からの日数	2	1046	3.68	0.0256
豊凶_放獣月 * 放獣からの日数*	2	1046	15.66	<.0001

* 堅果類の豊凶_放獣された月と放獣からの日数の交互作用

捕獲放獣方法

「捕獲放獣方法」の違いによる、人為的環境の推定利用頻度の平均値と標準誤差を図 3 に示した。有害・忌避条件付け有り個体の人為的環境の利用頻度は、 $29.6 \pm 10.4\%$ （平均 \pm 標準誤差、以下同様）、錯誤・忌避条件付け無し個体は、 $7.7 \pm 4.9\%$ と推定され、有害・忌避条件付け有り個体の方が人為的環境の推定利用頻度が高かった。

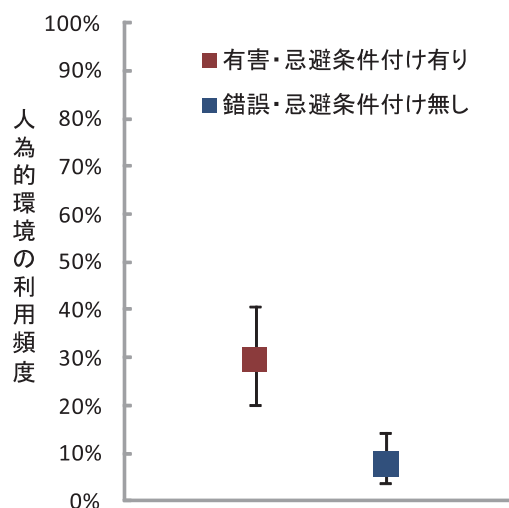


図 3 捕獲放獣方法の違いによる人為的環境の推定利用頻度の違い

人為的環境の推定利用頻度の平均値と標準誤差を示す。有害・忌避条件有り個体は、錯誤・忌避条件無し個体に比べて、人為的環境の推定利用頻度が高かった。

堅果類の豊凶_捕獲された月と放獣からの日数

「豊凶_捕獲月」と「放獣からの日数」の違いによる、人為的環境の推定利用頻度の平均値と標準誤差を図 4 に示した。凶作年の 9 月 10 月に捕獲された個体は、人為環境の利用頻度が、1 期が $15.2 \pm 6.2\%$ 、2 期が $45.9 \pm 11.5\%$ 、3 期が $44.8 \pm 11.6\%$ と推定され、1 期に比べ 2 期

と3期の利用頻度が高くなっていった。一方、豊作年の11月に捕獲された個体の利用頻度は、1期が $9.3\pm 6.5\%$ 、2期が $6.3\pm 4.7\%$ 、3期が $4.8\pm 3.6\%$ と推定され、1期から3期にかけて減少する傾向にあった。

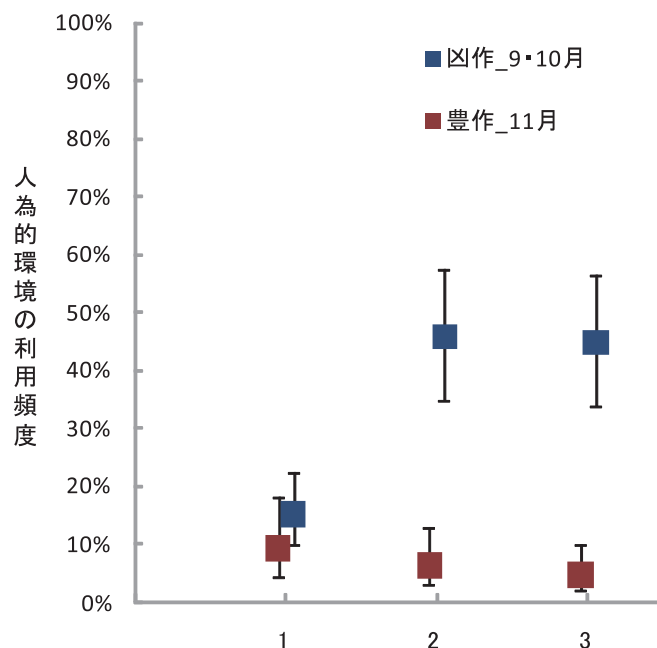


図4 堅果類の豊凶及び捕獲月と放獣から日数の違いによる人為的環境の推定利用頻度の違い

人為的環境の推定利用頻度の平均値と標準誤差を示す。凶作年の9月10月は、放獣からの日数が経つに連れて利用頻度は増加したが、豊作年の11月は減少した。

4. 考察

4-1. 測位率

GPSの測位成功率は、林冠の被度に影響を受け、被度が高くなると減少することが知られている (Jiang *et al.* 2008; 宇野ほか 2002; Yamazaki *et al.* 2008)。つまり、各植生の被度の違いによって、それぞれの植生で得られた位置情報の測位成功率に差が生じている。そのため、個体の土地利用を分析しようとした場合、林冠の被度が低く、測位成功率が高い特定の植生は過大評価に、林冠の被度が高く、測位成功率が低い特定の植生は、過小評価になる恐れがある。今回解析に用いた個体も、3D測位成功率が平均して40%程度と比較的低い値であったため、被度の影響があったと考えられた。しかし、本研究では、有害・忌避条件ありと錯誤・忌避条件無しの測位成功率を比較したところに差は見られなかった。そのため、人為的環境とそれ以外の植生の測位成功率には、大きな違いはないと考えられた。

4-2. 性別

クマ類の放獣後の行動については、メスとオスで捕獲場所への回帰性に差がみられる (Landriault *et al.* 2009)、メスは自らの行動圏への定着性が強い (Blanchard & Knight 1991) など、雌雄差があることが報告されている。しかしながら、本解析では、AICが最小

となったモデルには、「性別」が含まれていなかった。この理由として以下の二つの可能性が考えられる。一つめは、放獣後の行動には雌雄差がないということ、もう一つは、サンプル数の少なさや偏りがあるということである。本解析では、有害・忌避条件有りの個体数がオス7頭、メス2頭だったのに対し、錯誤・忌避条件無しの個体数はオス1頭、メス4頭であり、雌雄のサンプル数に捕獲放獣方法で偏りが見られた。そのため、雌雄による人為的環境利用の違いを十分に説明しきれずに、「性別」を含んだモデルが選択されなかった可能性がある。したがって、捕獲放獣方法と性別の違いによる人為的環境の利用については、サンプル数を増やして、今後さらに検討する必要がある。

4-3. 人為的環境利用

捕獲放獣方法

忌避条件付けは、放獣個体を再び人の生活圏に出没させないことを目的に行われている。しかし本研究では、有害捕獲され忌避条件付けされた個体の人為的環境の利用頻度は、錯誤捕獲で忌避条件付けをしなかった個体の利用頻度より高く、同程度の水準にはなっていなかった。このような結果になった理由として、以下の可能性が考えられた。

一つめは、忌避条件付けには、ツキノワグマに人為的環境の利用を抑制する効果はないという可能性である。本研究では、同じ状況で捕獲した個体に対して、忌避条件付けをした場合としなかった場合を比較していないため、忌避条件付けによる行動の違いそのものについては検証していない。また、現行の管理捕獲による対応の中では、忌避条件付けをする前の行動と忌避条件付け後の行動を比較することはできず、忌避条件付けによる行動変化が起きたかどうかは不明である。したがって、忌避条件付けの効果そのものについては、今後の検証が必要である。

二つめの可能性は、すでに人為的環境への執着が著しく高い状況にある個体に対して行った場合、一度の忌避条件付けだけでは、錯誤捕獲され忌避条件付けなしで放獣された個体の水準にまで、人里周辺の利用を抑制する効果がないという可能性である。現行の手法では、集落への出没による精神被害も含め、人為的環境への執着が著しくなった個体に対し、有害捕獲が許可され、忌避条件付け放獣を行っている。本研究の結果は、人為的環境に執着が増した個体に対しては、一度の忌避条件付けだけでは、人為的環境の利用を大幅に抑制する効果はなく、放獣後の行動は、忌避条件付け放獣の影響より捕獲までの履歴の影響の方が大きい可能性を示唆していた。このように、忌避条件付け後の行動が、放獣前の個体の履歴に影響されることは、ヒグマやアメリカクロクマにおいて報告されている（中西ほか 2007; Beckman *et al.* 2009）。

現行の忌避条件付け放獣の手法では、初めて捕獲された個体が、どの程度人為的環境に執着しているのかは、判別できない。しかし、忌避条件付けを行った個体が、その後集落周辺で確認されなくなり、山中及び森林内にとどまったケースも報告されている（横山ほか 2008）。そのため、出没初期に忌避条件付けを実施できた場合と、集落への執着が強くなって行動修正が難しくなった個体に実施した場合とで、結果が異なる可能性があると考えられた。

餌資源への執着と放獣からの日数

凶作年の9月10月に捕獲された個体と豊作年の11月に捕獲された個体では、放獣後の人為的環境の利用頻度に違いが見られた。これは、各時期の餌資源への執着の違いによるものだと考えられる。

凶作年の9月10月は、人為的環境の利用頻度が、1期に比べ2期や3期の方が高かった。ツキノワグマは9月ごろから冬眠に向け食欲が増大する時期に入り、堅果類を中心とした果実を利用し、脂肪蓄積を行った後に冬眠期に入る。そのため、堅果類が凶作となった年の秋期（9月－10月）は、餌資源への執着が1年を通して最も強い時期であり、また、堅果類の豊作年の同時期と比べても強くなると考えられる。よって、凶作年の秋期に放獣された個体は、餌資源を求め再び人為的環境を利用する結果となったと考えられた。また、この時期に放獣された個体の1期の人為的環境の利用頻度が、他の時期に比べて低かったのは、放獣後に捕獲場所から山中に移動していることと、捕獲放獣による人為的な影響が一時的に表れていることが影響していると考えられた。

一方で、豊作年の11月に捕獲された個体は、放獣からの日数が経つにつれて人為的環境の利用頻度が減少していた。この時期は、堅果類が豊作の年であったため、森林内に餌資源が十分にあり、人為的環境へ出沒する必要がない状況であったことが大きな要因と考えられた。また、この時期は、冬眠に向けて活動が不活発になり始める時期でもある。さらに、兵庫県では、豊作年、凶作年ともに11月から12月にかけての目撃件数は減少傾向にある（図5）。これらを合わせると、11月以降に捕獲された個体は、放獣後人為的環境を利用する可能性が低いと考えられた。

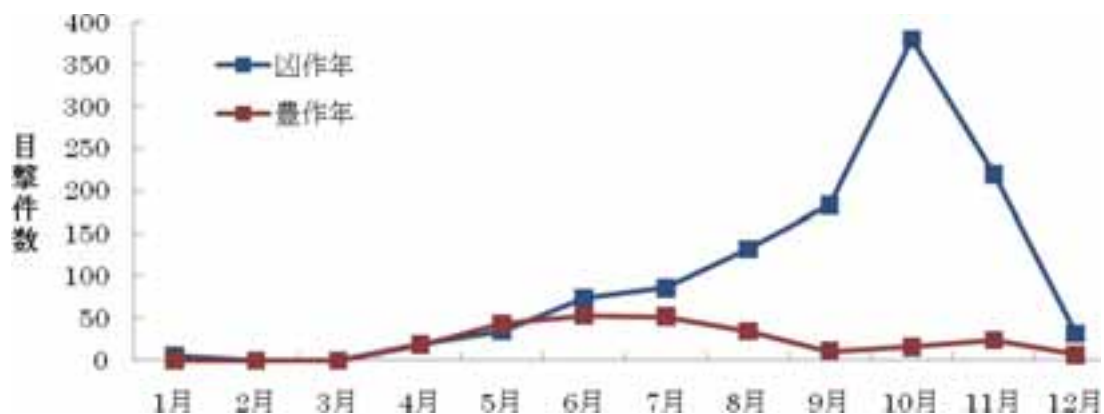


図5 堅果類の豊凶による目撃件数の増減

兵庫県で収集されている、2005年から2008年までのツキノワグマの目撃情報の月次変化を示す。豊作年、凶作年ともに11月から12月にかけての目撃件数は減少傾向にある。

4-4. 管理への提言

現行の忌避条件付けの課題

現行の忌避条件付けは、人里への出沒を繰り返し、被害を継続的に発生させた有害捕獲個体と錯誤捕獲個体に対して行われている。本研究は、そのような個体に対して、一度だけ行なわれる忌避条件付けの有効性は限定的であり、忌避条件付け放獣後の個体が再び人の生活

圏に出没する状況を改善できるかどうかは、放獣前の個体がどの程度人里を利用していたかに強く影響されることを明らかにした。このことは、ツキノワグマの人里への出没を抑制するためには、人里に出没する個体を捕獲して対応するだけではなく、ツキノワグマを人為的環境に執着させない状況を構築しなければならないことを示唆している。具体的には、人為的な餌資源に執着したり、人馴れしたりするのを未然に防ぐため、ツキノワグマの出没を確認したら放置せず、出没初期に人家周辺の柿の木の管理などの誘引物の除去や電気柵等による侵入の防除、追い払い等の対策を強化し、人為的環境に馴れた個体を作らないような対策を行うべきである。

兵庫県をはじめ、ツキノワグマの個体数が少ないとされている西日本では、有害捕獲個体に忌避条件付けを行う体制が構築されつつある。その反面、誘引物管理など地域住民と協力して取り組む必要のある施策を実施するための体制作りは十分でない。しかし、試験的に行われた柿の木の管理などにより、ツキノワグマの集落内侵入を著しく減少させた事例も報告されている（鈴木ほか 2011）。したがって、このような集落環境管理を支援する体制を構築することが、ツキノワグマに人里を利用させないための対策としての重要なポイントになると考えられる。

また、忌避条件付け放獣については、検証すべき課題が多く残っている。西日本では、一度目の有害捕獲では忌避条件付け放獣を行うが、再度出没が繰り返された場合は捕殺している（兵庫県 2009; 鳥取県 2007）。二度目の捕獲までの期間が数年経過していても、同様の措置を取っている。しかし、忌避条件付け前後の行動の変化の把握や、その効果の持続性、効果的な忌避条件付けの手法など、明らかにされていないことは多い。忌避条件付けの学習が成立する条件（一度で学習するか、複数回必要か）や、それぞれの場合の効果の程度も明らかにする必要があり、今後の研究が必要である。

これまで行われてきた忌避条件付け放獣は、必要以上の捕殺を回避し、個体数の減少に歯止めをかけるという点で、地域個体群の保全に大きく貢献してきた（横山ほか 2008）。しかしながら、その手法の改善は、十分に行われているとはいえない状況にある。今後は、忌避条件付け放獣について基礎的な検討を重ねるとともに、ツキノワグマの保全と管理における忌避条件付け放獣のあり方について、検討していく必要がある。

謝辞

本稿の執筆にあたり、兵庫県立大学自然・環境科学研究所の岸本康誉特任助教には、統計解析、データ整理において、有益なご討論ご助言をいただきました。なお、この研究で利用したデータの一部は、平成 17 年～19 年度科学研究費補助金（若手研究 A17688014）及び、環境省の環境研究総合推進費（D-1003）により実施されました。

引用文献

Blanchard BM, Knight RR 1991 Movement of Yellowstone grizzly bears. *Biological Conservation* 58:41-67.

- Beckmann JP, Lackey CW, Berger J 2004 Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of “nuisance” black bears. *Wildlife Society Bulletin* 32:1141-1146.
- 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.
- 兵庫県 2009 第 2 期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- Jiang Z, Sugita M, Kitahara M, Takatsuki S, Goto T, Yoshida Y 2008 Effects of habitat feature, antenna position, movement, and fix interval on GPS radio collar performance in Mount Fuji, central Japan. *Ecological Research* 23:581-588.
- 小山克・田中純平・玉谷宏行・樋口洋 2007 学習放獣の効果と課題—軽井沢町を事例として—. JBN 緊急クマシンポジウム&ワークショップ報告書. pp.67-69. 日本クマネットワーク.
- Landriault L, Brown G, Hamr J, Mallory F 2009 Age, sex and relocation distance as predictors of return for relocated nuisance black bears *Ursus americanus* in Ontario, Canada. *Wildlife Biology* 15:155-164.
- Leigh J, Chamberlain MJ 2008 Effects of aversive conditioning on behavior of nuisance Louisiana black bears. *Human - Wildlife Conflicts* 2:175-182.
- 溝口紀泰・片山敦司・坪田敏男・小見山章 1996 ブナの豊凶がツキノワグマの食生に与える影響—ブナとミズナラの種子落下量の年次変動に関連して—. *哺乳類科学* 36:33-44.
- 中西将尚・小平真佐夫・山中正実・岡田秀明 2007 知床国立公園周辺（北海道斜里町）におけるヒグマ忌避学習付けの効果について. JBN 緊急クマシンポジウム&ワークショップ報告書. pp62-66. 日本クマネットワーク（JBN）.
- Rauer G, Kaczensky P, Knauer F 2003 Experience with aversive conditioning of habituated brown bears in Austria and other European countries. *Ursus* 14:215-224.
- Rogers LL 1986 Effects of translocation distance on frequency of return by adult black bears. *Wildlife Society Bulletin* 14:76-80.
- SAS Institute 2008 SAS/STAT9.2 User’s Guide. SAS Publishing, Cary, NC, USA.
- 鈴木克哉・横山真弓・藤木大介・稲葉一明 2011 ツキノワグマの誘引要因としてのカキの木分布様式と対策手法の検討. 「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.139-152. 兵庫県森林動物研究センター.
- 丹後敏郎・山岡和枝・高木春良 1996 ロジスティック回帰分析—SAS を利用した統計解析の実際—. 朝倉書店, 245pp.
- 鳥取県 2007 ツキノワグマ保護管理計画～人とツキノワグマとの住み分けによる共存を目指して～. 鳥取県, 25pp.
- 宇野裕之・玉田克己・平川浩文・赤松里香 2002 GPS テレメトリーの測位成功率及び測位精度の評価. *哺乳類科学* 42:129-137.
- 山田孝樹・上馬康生 2008 白山地域のツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の日周行動と季節的行動様式の変化. 石川県白山自然保護センター研究報告. 35: 35-46

Yamazaki K, Kasai S, Koike S, Goto Y, Kozakai C, Furubayashi K 2008 Evaluation of GPS collar performance by stationary tests and fitting on free-ranging Japanese black bears. *Mammal Study* 33:131-142.

横山真弓 2007 絶滅危惧個体群における学習放獣の事例とその効果について. *JBN 緊急クマシンポジウム&ワークショップ報告書*. pp72-73. 日本クマネットワーク.

横山真弓・坂田宏志・森光由樹・藤木大介・室山泰之 2008 兵庫県におけるツキノワグマの保護管理計画及びモニタリングの現状と課題. *哺乳類科学* 48:65-71.

第 8 章

捕獲・放獣条件の違いによるツキノワグマの 行動特性

横山真弓・坂田宏志・関香菜子・斎田栄里奈・中村幸子・森光由樹

要 点

- ・捕獲や放獣の際の条件の違いが、放獣後のツキノワグマの行動にどのように影響しているのかを明らかにした。
- ・捕獲・放獣条件は、人の生活圏に接近して有害捕獲あるいは錯誤捕獲され、忌避条件付けや移動の後、放獣された個体（グループ1）と、被害とは直接関わりのない山間の生息地で学術研究捕獲され、その場で放獣された個体（グループ2）を比較した。
- ・放獣後の利用標高、放獣地点からの距離、人為的環境からの距離について、捕獲・放獣条件、放獣後の経過期間、時間帯とそれぞれの相互作用との関係を分析した。
- ・利用標高は、グループ2では、時間の経過とともに高標高へ移動する傾向にあったが、グループ1では、低標高へ移動する傾向が認められた。
- ・放獣地点からの距離は、グループ2では放獣地点から約 2km にとどまり、時間の経過とともに変化がなかったのに対して、グループ1では直後に平均で 4km 程度移動し、1週間後には 6km 程度まで移動していた。
- ・ツキノワグマの移動地点の人為的環境からの距離は、グループ2では平均で約 1km であったが、グループ1では平均で約 500m であり、夜間は時間の経過とともに接近する傾向にあった。
- ・捕獲地点から移動させて放獣すると、放獣直後に大きく移動することが明らかとなり、放獣場所に定着させる効果はないと考えられた。

key words: GPS 首輪 人為的環境 移動放獣 利用標高 一般化線形モデル

1. はじめに

ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の忌避条件付け放獣（学習放獣）や移動放獣は、絶滅が危惧されているツキノワグマの保全管理における一つの手法である。管理捕獲（有害捕獲及び錯誤捕獲）を実施する場合に、捕殺せずに放獣することで、人為的な死亡率を最小化することを目的としている（横山ほか 2008）。しかし、放獣後に、ツキノワグマがどのような移動ルートをとるのか、人為的環境を利用しなくなるのかなどについては、これまで十分な情報は得られてこなかった。放獣後の行動を明らかにすることは、放獣の効果を判定する際に重要な判断基準となるだけでなく、放獣への理解や合意を得るための情報としても重要である。そのため、放獣後の移動様式や行動パターンを明らかにし、放獣の可否の判断や方

針の策定、合意形成を得るための情報整理が求められる。特に兵庫県を含む近畿圏は、人の生活圏とツキノワグマの生息地域が近接しており、すみわけによる共存を目指すための被害対策やバッファゾーン整備という観点からも、ツキノワグマの移動ルートや行動パターンなどの情報を得る必要がある。

欧米では、ヒグマ (*Ursus arctos*) やアメリカクロクマ (*Ursus americanus*) を対象として、被害を発生させた個体や人里近くに出没した個体に対して、移動放獣や忌避条件付け放獣が行われている (McArthur *et al.* 1981; Rogers 1986; Rauer *et al.* 2003; Leigh & Chamberlain 2008)。このような海外の事例では、移動距離が平均 40km を超える長距離移動や、標高差 1000m を超える移動など、大規模な移動放獣が行われる。しかしながら、国内では、大規模な移動放獣はきわめて限られた地域でしか行うことができない (岩手県 2001)。そのため、国内での移動放獣に参考となる情報は、海外の事例からはほとんど得ることができない状況にある。

兵庫県には、このような長距離移動を行える環境はなく、また、ツキノワグマ保護管理計画においては、放獣は原則同一市町内となっており、数 km 程度の移動放獣や現地放獣が行われている (兵庫県 2009)。そこで、兵庫県で実施されている捕獲と放獣の条件の違いが、ツキノワグマの移動様式や行動パターンにどのような影響を与えるのかを明らかにすることを目的として、GPS 首輪による行動追跡を行った。

GPS 首輪による行動追跡個体には、大きく分けて、被害とは直接関わりのない山間の生息地で学術研究捕獲された個体と、人の生活圏に接近して有害捕獲あるいは錯誤捕獲された個体がある。前者の場合、捕獲個体にできる限りストレスをかけないように配慮しながら処置をし、捕獲されたその場で放獣を行っている。一方後者の場合は、有害性の高い個体が多いため、忌避条件付けを行ったり、捕獲地点から移動して放獣することが多い。また、学術研究捕獲の多い時期は、有害捕獲・錯誤捕獲が多い時期と異なるなど、実施時期や放獣場所、放獣時の対応などの条件は一致していない。

本来の目的に沿えば、捕獲時の条件や放獣前の移動や忌避条件付けの有無、季節などの要因を分離して検証することが望ましいが、人との軋轢を誘発する可能性のある放獣や移動などを、野外実験として実施することは実際上不可能であり、予算や労力の制限もある。しかしながら、複合的な条件の違いがある上記の 2 グループを比較すれば、捕獲・放獣時の条件の違いによって、放獣後の個体の行動特性がどのように異なるかを検討することは可能である。本稿では、このような観点から、現時点で GPS による行動追跡によって明らかにできる到達点を確認するために、2つのグループの個体の利用標高と放獣地点からの距離、人為的環境からの距離の放獣後の変化を比較する。

2. 方法

位置データの取得

調査は、兵庫県内の東中国個体群が分布する氷ノ山山系で行った。2005～2008年までに、有害捕獲あるいは錯誤捕獲などの管理捕獲により、移動放獣が行われた 9 頭と、学術研究捕

獲により山間部で捕獲され、現地で放獣された7頭についてGPSによる行動追跡を行った。捕獲時には麻酔による不動化を行い、GPS首輪(Lotek4400S: Lotek社製)を装着した。測位プログラムは2時間おきとし、1年後にタイマーにより脱落するように設定した。取得した位置データのうち、3Dデータのみを使用し、ディファレンシャル補正を行った。本解析には、放獣後30日間のデータを使用した。捕獲・放獣の条件は次の2つである(表1)。

グループ1

管理捕獲した個体の場合は、放獣時に人為的なストレスを与えて(忌避条件付けや移動)放獣した。これを「グループ1」とする。管理捕獲では、捕獲地点は集落が近いので、すべて移動放獣を行ったが、忌避条件付けを行った個体と行わなかった個体があった。忌避条件付けを行うかどうかは、捕獲地点での被害発生状況によって判断された。また、「グループ1」の個体は、すべてほぼ同一地点A(標高800m)付近で放獣された。

グループ2

学術研究捕獲は、東中国個体群の生息コアエリアと考えられている氷ノ山山系地域で実施した。忌避条件付けなどは行わず、放獣個体に人が及ぼすストレスを最小化するように配慮して放獣した。具体的には、不動化した個体は移動させずに、捕獲地点で覚醒のための薬剤を投与し、作業者は速やかに現場から離れるなどの配慮を行った。放獣場所は、氷ノ山山頂B(1510m)の周辺であり、標高はおおよそ1000m付近であった。

表1 GPS首輪を装着し行動追跡を行った個体の捕獲・放獣の条件

	グループ1	グループ2
捕獲許可	有害捕獲と錯誤捕獲	学術研究捕獲
被害との関係	有害性がある可能性あり	有害性なし
捕獲場所	集落内もしくは、人為的環境の周辺	人的環境から離れた山間部
捕獲時期	9月～11月	7月～9月
捕獲場所	地点A(標高800m)付近	地点B氷ノ山山麓付近(標高1000m)
放獣方法	移動放獣	現地放獣
放獣時の対応	有害捕獲時は忌避条件付けを実施。錯誤捕獲は原則行われない。	作業時のストレス最小化に配慮

統計解析

得られた GPS データは、地理情報システム (GIS) (Esri 社 ArcGIS 9.3) 上において、①利用標高、②放獣地点からの移動距離、③人為的環境からの最短距離を算出・抽出した。標高計算には数値地図 (国土地理院) を使用した。人為的環境は、自然環境保全基礎調査「第 2-5 回植生調査重ね合わせ植生図」(環境省生物多様性センター) より、住宅地及び水田、畑、果樹園を統合したポリゴンを作成し、「人為的環境」とした。この人為的環境とクマの測位地点からの最短距離を「人為的環境からの距離」とした。

これらの変数を用いて、一般化線形混合モデル (GLMM) (SAA/STAT9.2 の GLMMIX プロシジャー) により解析した。すなわち、応答変数を上記の①利用標高として、説明変数に「捕獲・放獣条件」・「経過期間」とその 2 次までの交互作用を与えた場合と、さらに測位時の「時間帯 (日中・夜間)」と 2 次までの交互作用を与えた場合を設定した。また個体差が大きいことを考慮して、変数効果に「個体差」を用いた。同様に、上記②、③を応答変数として、モデルを設定した。モデルの選択は、全ての変数の組み合わせのうち、赤池情報量基準 (AIC) が最小になるモデルを選択した (丹後ら 1996)。

表 2 捕獲・放獣した個体の属性と放獣日

放獣方法	個体ID	性	年齢	体重(kg)	放獣日
移動	1	♂	5	64.5	2005/11/21
	4	♀	9	48	2006/9/14
	5	♂	11	95.5	2006/10/7
	10	♂	14	106	2007/11/16
	11	♂	3	105.5	2007/11/18
	12	♀	16	57.5	2007/11/22
	13	♀	5	70	2008/11/24
	16	♀	5	47	2008/10/10
	19	♂	6	92	2008/10/22
現地	O	♀	17	33	2007/8/21
	B	♀	3	37.5	2007/8/29
	C	♀	6	38	2007/9/23
	D	♀	6	64	2007/10/4
	E	♀	10	48	2007/10/4
	G	♂	2	40	2008/8/2
	K	♀	3	34	2009/7/3

3. 結果

データを取得した個体の属性を表2にまとめた。また、3Dデータを取得した個体の位置とその移動ルートを図1に個体別に示した。グループ1の捕獲地点から放獣地点までの移動距離は、 $6.2\text{km} \pm 2.3\text{km}$ であった。

モデルは、①利用標高に関する変数として、「捕獲・放獣条件」と「経過期間」および「捕獲・放獣条件と経過期間の交互作用」が選択され、それぞれの変数で有意となった(表3)。放獣後の利用標高は、グループ1と2では、時間の経過とともに異なるパターンを示した(図2)。グループ1では、時間の経過とともに低標高へ移動する傾向があったが、グループ2では、時間の経過とともに高標高へ移動する傾向が認められた。時間帯は影響のある変数としては選択されず、日中と夜間では、利用標高に差は認められなかった。

②放獣地点からの距離に関する変数としては、「捕獲・放獣条件」と「経過期間」および「放獣条件と経過期間の交互作用」が選択され、それぞれの変数で有意となった(表3)。グループ1では、時間の経過とともに放獣地点から遠ざかる傾向がある一方で、グループ2では、時間が経過しても放獣地点から2kmほどの地点を利用していた(図3)。時間帯は選択されず、日中・夜間でほとんど変わらなかった。

③人為的環境からの距離は、「捕獲・放獣条件」と「経過期間」、「時間帯」および「捕獲放獣条件と経過期間の交互作用」、「時間帯と経過時間」が選択され、それぞれの変数で有意となった(表3)。グループ2では、放獣直後は人為的環境から1kmほど離れた場所を利用し、時間の経過とともに離れる傾向にあった(図4)。一方、グループ1は、放獣直後に利用した環境は人為的環境から500mほどの地点であり、時間が経過するほど、夜間に人為的環境に近づく傾向を示した。

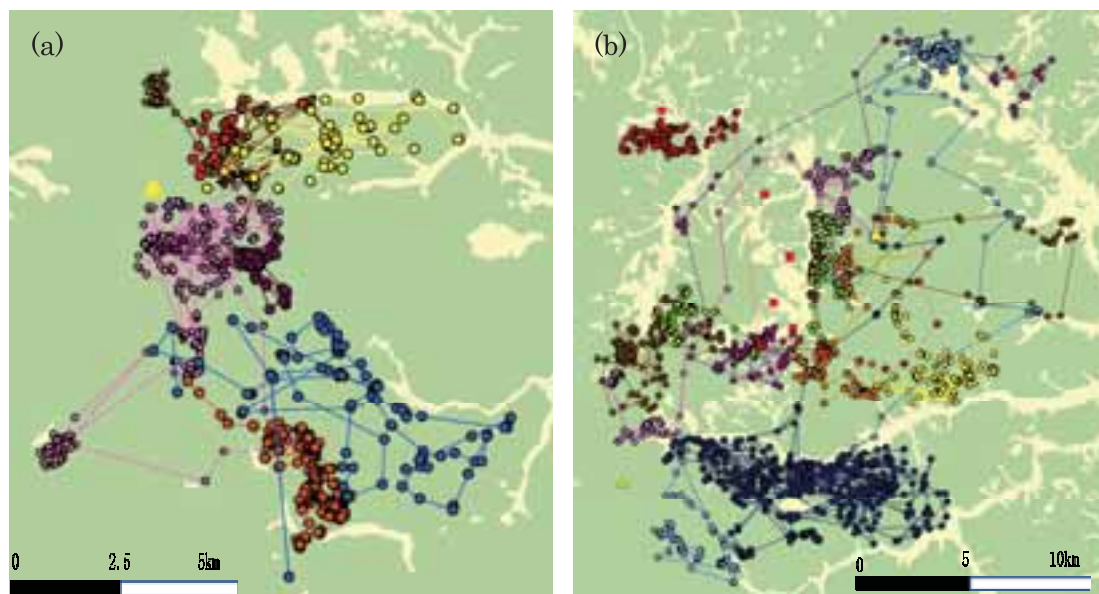


図1 GPS首輪による放獣後の個体別行動追跡結果

(a) 学術研究捕獲の許可に基づき捕獲され、現地放獣された7個体の追跡結果。▲は氷ノ山山頂。
(b) 管理捕獲により、移動放獣された9個体の追跡結果。■は捕獲地点を示し、▲は放獣地点を示している。両図の背景図において、クリーム色(■)のエリアは人為的環境。緑色(■)のエリアはそれ以外(おもに森林)の環境を示す。

表3 固定効果の TypeIII 検定の結果

①利用標高

効果	自由度		F 値	Pr > F
	分子	分母		
放獣・放獣条件	1	2737	32.1	<.0001
経過期間	4	2737	18.94	<.0001
捕獲・放獣条件 * 経過期間	4	2737	28.03	<.0001

②放獣地点からの距離

効果	自由度		F 値	Pr > F
	分子	分母		
放獣・放獣条件	1	2727	18.29	<.0001
経過期間	4	2727	98.45	<.0001
捕獲・放獣条件 * 経過期間	4	2727	47.83	<.0001
時間帯	1	2727	6.18	0.0129
時間帯 * 経過期間	4	2727	3.22	0.0121

③人為的環境からの距離

効果	自由度		F 値	Pr > F
	分子	分母		
放獣・放獣条件	1	2447	8.3	0.004
経過期間	4	2447	5.82	0.0001
捕獲・放獣条件 * 経過期間	4	2447	7.15	<.0001
時間帯	1	2447	28.34	<.0001
時間帯 * 経過期間	1	2447	17.89	<.0001

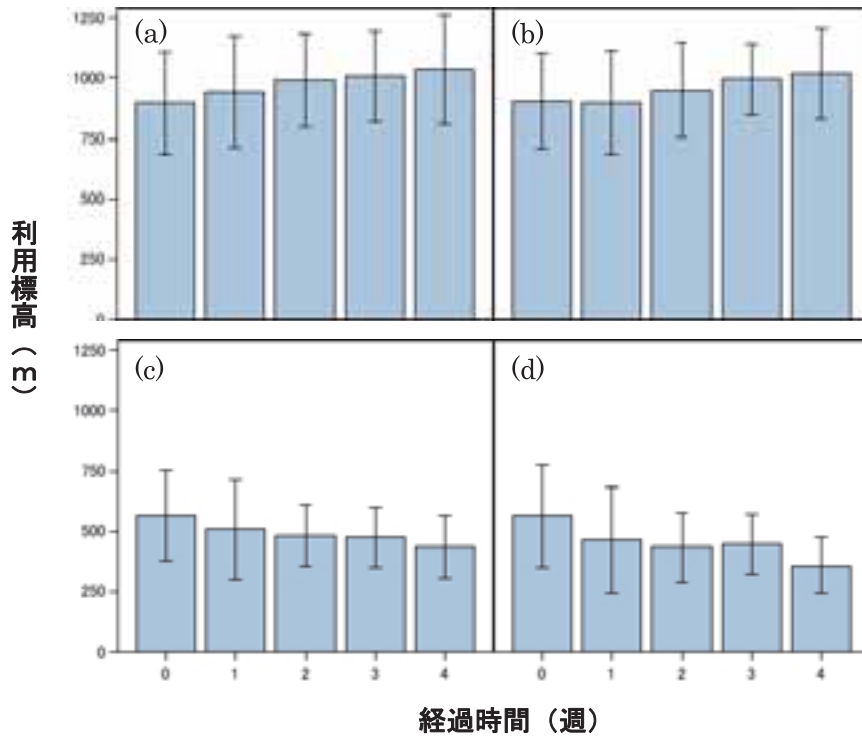


図2 放獣後4週間目までのツキノワグマの利用標高の変化

学術研究捕獲による現地放獣個体（グループ2）の日中(a)と夜間(b)、および管理捕獲による移動放獣個体の日中(c)と夜間(d)（グループ1）の利用標高（平均と標準偏差）を示した。

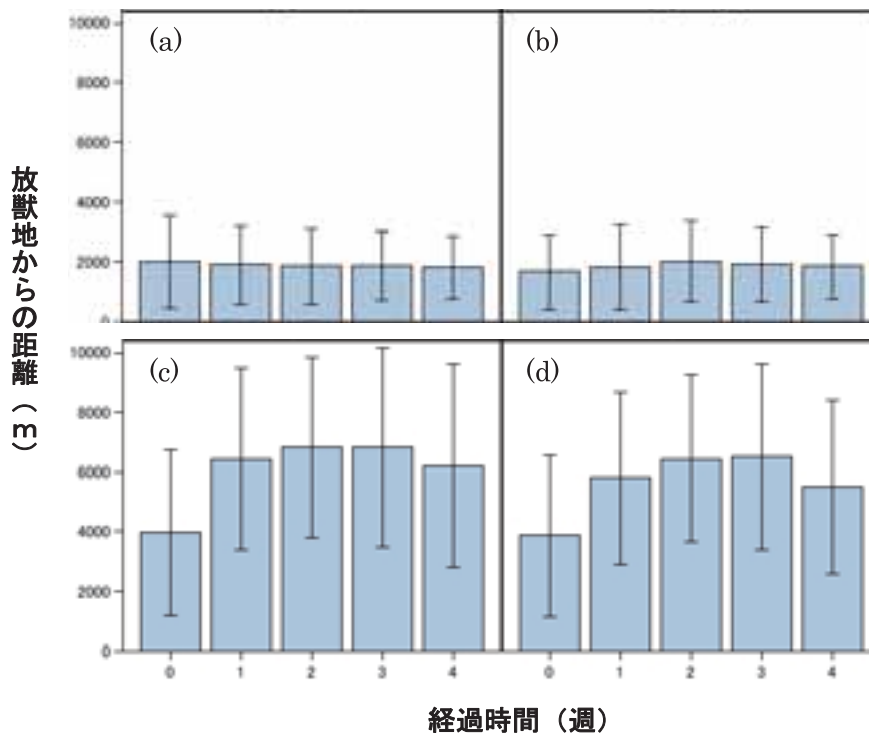


図3 放獣後4週間目までのツキノワグマの放獣地からの距離

学術研究捕獲による現地放獣個体（グループ2）の日中(a)と夜間(b)、および管理捕獲による移動放獣個体の日中(c)と夜間(d)（グループ1）の放獣地からの距離（平均と標準偏差）を示した。

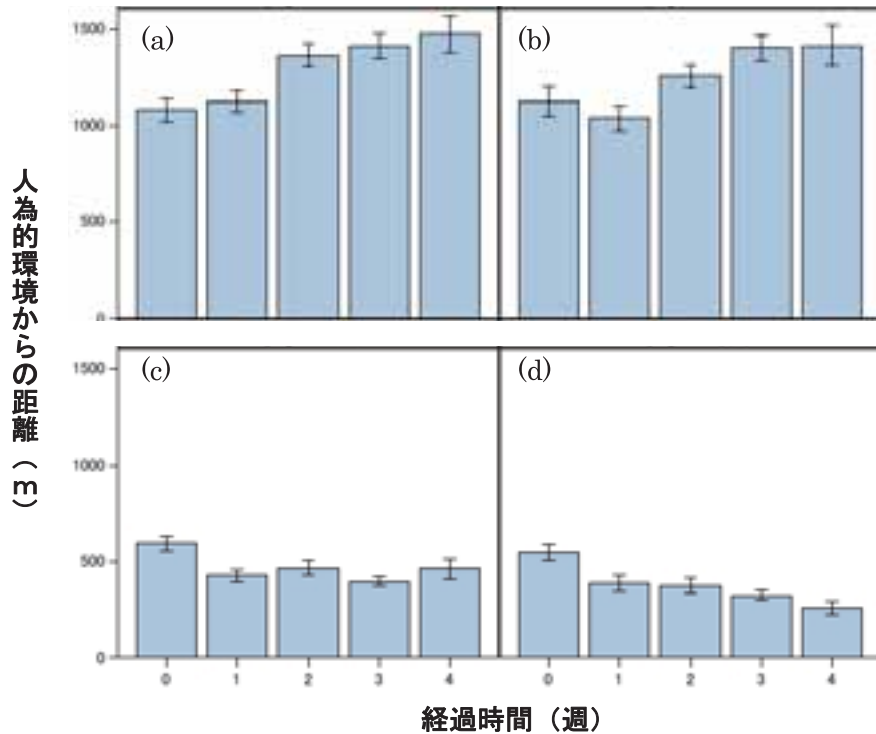


図4 放獣後4週間目までのツキノワグマの人為的環境からの距離

学術研究捕獲による現地放獣個体の日中(a)と夜間(b)、および管理捕獲による移動放獣個体の日中(c)と夜間(d)の人為的環境からの距離(平均と標準偏差)を示した。

4. 考察

冒頭でも述べたように、今回のツキノワグマ行動追跡の調査と分析のデザインは、個別の至近要因を特定できるものではないが、2つのタイプの捕獲・放獣方法によって、その後の行動には大きな違いがあることを示唆する結果が得られた。山間部で学術捕獲され、現地放獣された個体(グループ2)は、放獣地点周囲2kmほどに滞在する傾向があり、標高1000mの放獣地付近で活動していた。時間の経過とともに移動する傾向は見られなかった。これらの個体に対しては、人為的影響を最小化して放獣を実施しているため、捕獲前から行動している範囲から移動せず、捕獲後も同じ行動圏を利用していたと考えられた。

一方、集落周辺で捕獲され、移動放獣された個体(グループ1)は、放獣された場所にはとどまらず、すぐに平均4kmほど移動し、2週間以内に、さらに2km程度移動し、その後も放獣地点付近で活動することはほとんどなかった(図1)。このような過程の中で、一時的に捕獲地点とも放獣地点とも、空間的に全く離れた異なる環境に移動した個体も見られた。

グループ1の個体は、放獣後2週間を過ぎたところで移動距離が小さくなり(図3)、定着する傾向がみられた。このような行動をとる要因として、以下の二つの可能性が考えられた。第一に、グループ1の個体は、覚醒している状況で忌避条件付けや移動などのストレスを受けているため、放獣直後にその場にいる人から離れるという行動をとった可能性が挙げられる。第二に、従来の行動圏から大きく移動させられて放獣されている可能性が高いことから、それまでの行動圏に戻ろうとする習性によって移動した可能性が考えられる(横山ほか

2011)。捕獲地点へ回帰した事例は、岩手県（岩手県 2001）や栃木県（丸山 2002）においても報告されている。本研究において、ツキノワグマが移動放獣後に示した行動には、これらの二つの要因が関係している可能性が高い。

放獣時に行なう一度の忌避条件付けのみで、ツキノワグマが食物資源の豊富な集落（鈴木ほか 2011）を忌避するようになるかどうかは、森林の食物資源などの状況により大きく異なってくると考えられる（関ほか 2011）。ヒグマでは、人為的環境に著しく執着していた場合、移動放獣や一度の忌避条件付けでは効果がないという報告もあり（中西 2007）、本研究の結果の一部も、その可能性を示唆するものとなった。しかし、大きく移動したものの、捕獲地点とは異なる場所に定着した個体や、集落環境に再出沒しなかった個体もいたことから、出沒初期段階に捕獲されて放獣されるなど、捕獲放獣の条件によっては、移動放獣や忌避条件付けが効果的に働く可能性もあると考えられた（横山 2009; 関ほか 2011）。

以上の点から、現行の手法による移動放獣は、ツキノワグマを移動放獣した場所に定着させる機能は弱いと考えられた。むしろツキノワグマは、放獣地を忌避している可能性も示唆された。このようなツキノワグマの特性と、集落や生息地域への執着の状態を考慮して、放獣方法を検討する必要がある。

人為的環境からの距離についても2つのグループで大きく異なっていた。グループ2の個体は、人為的環境から1kmほど離れた場所を主に使っており、氷ノ山山麓の人為的環境から離れた場所をおもな行動範囲として常に利用していると考えられた。グループ1の場合は、人為的環境からの距離がわずか500mほどの場所を利用していた。また時間の経過とともに、夜間にさらに人為的環境に近づいている結果となった。グループ1の個体は、移動放獣の影響をうけて、人為的環境に隣接した場所を移動ルートとして選んだとは考えにくく、むしろ、これまでも人為的環境に隣接した場所を利用していた、あるいは人為的環境に隣接した森林内がツキノワグマの移動や生息に適した環境となっていてそこを利用していた、などの可能性が示唆された。

今回、山間部で捕獲されたツキノワグマは、その周辺で行動していることが明らかになり、その一方で、集落近くで捕獲されたツキノワグマは、移動した後に忌避条件付けを行って放獣しても、引き続き集落に近い森林を利用しつづけている現状が明らかになった。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、GPS 首輪の装着及び調査にあたり、(株)野生動物保護管理事務所の皆様にご協力をいただきました。また、この研究で利用したデータの一部は、平成17年～19年度科学研究費補助金(17688014)「絶滅危惧種ツキノワグマは、なぜ人里へ出沒するのか?—生理学的なアプローチからの出沒要因の解明—」の助成を受けました。

引用文献

- 兵庫県 2009 第2期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 岩手県 2001 ツキノワグマ保護管理対策事業報告書ー移動放獣マニュアル. 岩手県生活環境部, 90pp.
- 中西将尚・小平真佐夫・山中正実・岡田秀明 2007 知床国立公園周辺（北海道斜里町）におけるヒグマ忌避学習付けの効果について. JBN 緊急クマシンポジウム&ワークショップ報告書, pp. 62-66. 日本クマネットワーク（JBN）.
- 丸山哲也 2002 ツキノワグマに対する非致死的管理方法の検討ー有害鳥獣駆除により捕獲された個体の奥地放獣試験（Ⅱ）ー. 野生鳥獣研究紀要 28: 52-58. 栃木県県民の森管理事務所.
- Leigh J, Chamberlain MJ 2008 Effects of aversive conditioning on behavior of nuisance Louisiana black bears. *Human - Wildlife Conflicts* 2:175-182.
- McArthur KL 1981 Factors contributing to effectiveness of black bear transplants. *Journal of Wildlife Management* 45: 102-110.
- Rauer G, Kaczensky P, Knauer F 2003 Experience with aversive conditioning of habituated brown bears in Austria and other European countries. *Ursus* 14:215-224.
- Rogers LL 1986 Effects of translocation distance on frequency of return by adult black bears. *Wildlife Society Bulletin* 14:76-80.
- 関香菜子・横山真弓・坂田宏志・森光由樹・斎田栄里奈・室山泰之 2011 ツキノワグマにおける捕獲理由の違い及び忌避条件付けの有無と土地利用の関係. 「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.71-83. 兵庫県森林動物研究センター.
- 鈴木克哉・横山真弓・藤木大介・稲葉一明 2011 ツキノワグマの誘引要因としてのカキの木分布様式と対策手法の検討. 「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.139-152. 兵庫県森林動物研究センター.
- 丹後敏郎・山岡和枝・高木春良 1996 ロジスティック回帰分析ーSAS を利用した統計解析の実際ー. 朝倉書店, 245pp.
- 横山真弓・坂田宏志・森光由樹・藤木大介・室山泰之 2008 兵庫県におけるツキノワグマの保護管理計画およびモニタリングの現状と課題. *哺乳類科学* 48:65-71.
- 横山真弓 2009 ツキノワグマー絶滅の危機からの脱却ー. 「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編, pp.129-158. PHP サイエンス・ワールド新書.
- 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.59-70. 兵庫県森林動物研究センター.

第 9 章

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

齋田栄里奈・横山真弓・中村幸子・森光由樹

要 点

- ・捕獲個体の性・年齢構成、捕獲場所の特徴について解析した。
- ・年齢構成は、若齢個体の多い増加型を示した。
- ・1、2歳の捕獲数が少なく、これらの年齢は出没しにくい、あるいは捕獲されにくいと考えられた。
- ・捕獲数はメスよりオスの方が多く、錯誤捕獲個体では2～4歳の分散期のオスでこの傾向が顕著であった。
- ・有害捕獲個体は、錯誤捕獲個体と比較して10歳以上の壮齢～老齢個体の割合が高く、資源を探索した経験の豊富な高齢の個体であったことが明らかとなった。
- ・オスの捕獲地点はメスより広範囲に分布していた。メスは、生息中心地の近隣の集落で捕獲される傾向にあった。

key words : 増加型 行動圏 経験値

1. はじめに

兵庫県に生息するツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) は、円山川を挟んで東中国個体群と北近畿個体群に分断されており、いずれも絶滅が危惧されている個体群である (日本哺乳類学会 1997; 環境省 2002)。一方で、集落への出没や果樹園被害など人との軋轢も多く発生するため、ツキノワグマ保護管理計画 (兵庫県 2009) に基づき、出没個体を対象とした有害捕獲が実施され、学習放獣もしくは殺処分が行われている。また、イノシシわなにツキノワグマが捕獲される錯誤捕獲も高い頻度で発生している。

これらの捕獲された個体、あるいは事故で死亡した個体の生物学的属性は、出没要因や被害発生要因にかかわる、あるいは個体群の現状を示す重要な情報であると考えられる。とくに本種のように、長寿命で学習能力が高い (横山ほか 2011)、あるいは、行動パターンに性差がある (横山ほか 2011)、季節的に依存する食物資源が異なる、隣接した個体群で遺伝的な交流が長期間断絶していた (Saitoh *et al.* 2001) など、個体群内でさまざまな変異が認め

られる種の場合、出没個体の属性により生態や行動が大きく変化することが推測されるため、その詳細を明らかにしておくことが重要である。さらに、本種のように絶滅が危惧される個体群や野外調査が困難な個体群では、行政的に得られるデータを蓄積することで、明らかにすることも多いと考えられる。

本研究では、ツキノワグマの捕獲個体および事故等により死体で回収された個体の性・年齢構成を2つの地域個体群別に分析し、出没個体の特徴を明らかにし、個体群の現状と出没要因について検討した。

2. 材料と方法

2004年から2010年に兵庫県内で捕獲（有害・錯誤・学術研究）されたのち放獣された275頭および殺処分となった96頭と、交通事故や自然死などにより死亡し、死体で回収された21頭を分析対象とした。同一年内に複数回捕獲された個体については、一年に一度の捕獲とみなし、有害捕獲後に錯誤捕獲された個体、あるいは錯誤捕獲後に有害捕獲された個体は有害捕獲個体として解析した。各年の捕獲個体数は表1のとおりである。年齢査定には第一小白歯（放獣個体）あるいは第四小白歯（捕殺・死体回収個体）を使用し、歯根部分の切片をヘマトキシリン染色してセメント質年輪をカウントすることにより行った（八谷・大泰司1994）。歯根部の欠損などにより年齢査定が不可能なものについては、性別と捕獲地点のデータのみを解析に使用した。0歳の個体は母親と同時に捕獲されるケースが多く、母親の行動の影響を受けていると考えられる。解析上必要な場合には、0歳のデータは除いて解析した。捕獲理由による性・年齢構成の違いの検定には、Fisherの直接確率検定を用いた。捕獲地点の緯度経度情報は地理情報システム（GIS）上に集約し、半径10km圏内の捕獲地点密度を計算して捕獲地点の密度勾配を表した。この解析には、ArcGIS9.3（ESRI社）を使用した。堅果類の豊凶に関する情報は、藤木ほか（2011）において判定された結果を用いた。

表1 分析個体数

捕獲年	個体数
2004年	48
2005年	3
2006年	53
2007年	20
2008年	54
2009年	22
2010年	192

3. 結果

月別捕獲個体数の年次変動

月別の捕獲個体数の分布を図1に示す。2010年を除く凶作年（2004, 2006, 2008）の月別捕獲個体数は9月から11月にかけて多くなるのに対し、豊作年（2005, 2007, 2009）にはそのような変化はなく、年次変動が大きかった。2010年の凶作年のみ、捕獲数は8月から増加し、10月から12月にかけては、これまでの凶作年の捕獲数の約3倍になった（図1）。

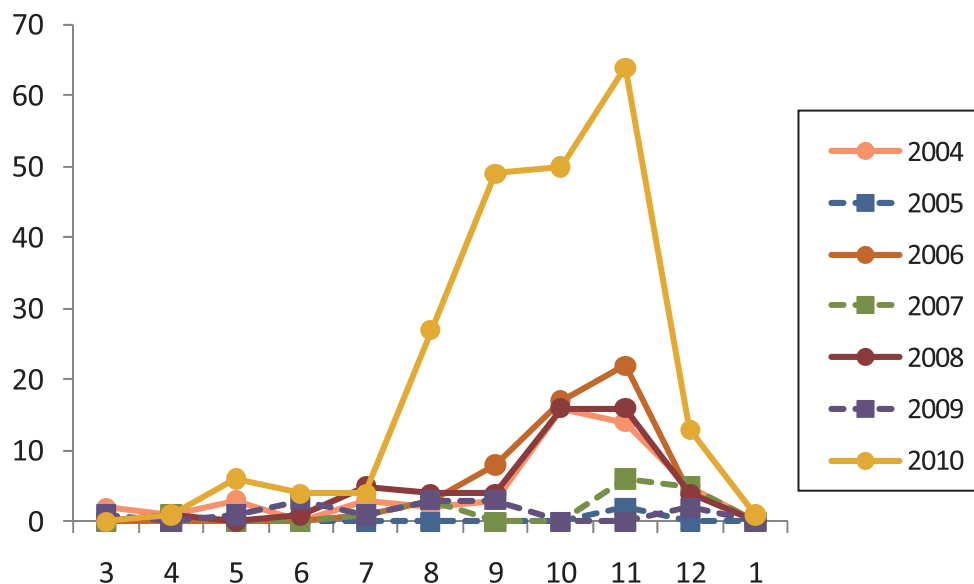


図1 月別捕獲個体数の年次変動

捕獲個体の性比

0歳を除いた地域個体群別・性別の捕獲個体数の年次変化を図2に示す。東中国個体群では、すべての年でオスの捕獲数が多いのに対し（オス/メス=1.1~2.2）、北近畿個体群では雌雄の比率は年ごとに变化し、一定の傾向は認められなかった。両個体群とも、堅果類の豊凶と捕獲個体の性比に一定の関係は認められなかった。

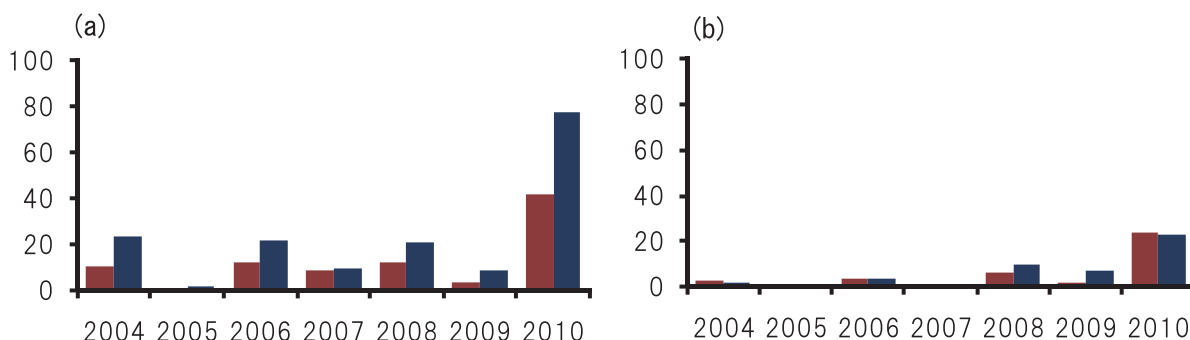


図2 東中国個体群 (a) と北近畿個体群 (b) の性別の捕獲個体数の年次変化

捕獲個体の年齢構成

地域個体群別の年齢構成を図3に示す。0歳については、母親とともに捕獲された個体が多かった。1歳と2歳の捕獲数が少ない傾向にあったが、東中国個体群・北近畿個体群とも若齢個体数の多い増加型の年齢構成を示した。

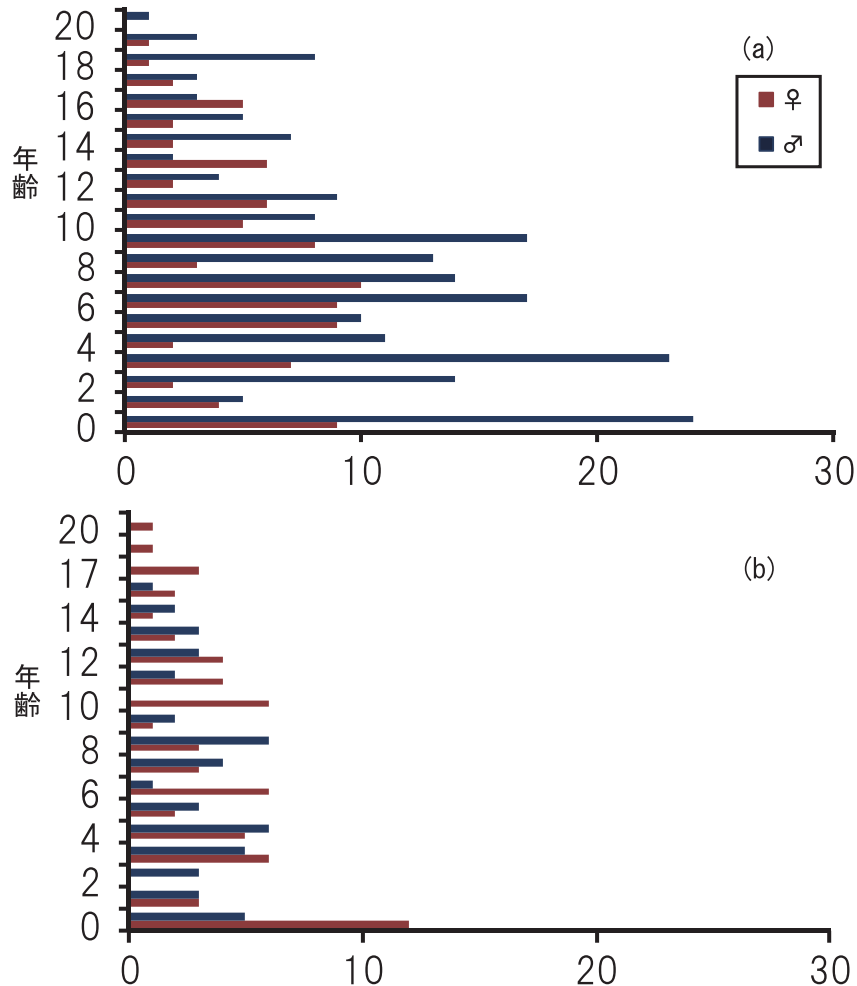


図3 東中国個体群 (a)と北近畿個体群 (b)の年齢構成

捕獲理由による性・年齢構成の違い

オスメスそれぞれについて、1~3歳までの若齢個体と4歳以上の個体の捕獲数を、捕獲理由別に図4に示した。すべての年齢を合わせたオスの錯誤捕獲数は、有害捕獲数の約1.5倍であった。オスの錯誤捕獲で若齢個体の占める割合(28.3%)は、有害捕獲の若齢個体の占める割合(10.7%)より有意に高かった ($p < 0.01$)。一方、メスでは有害捕獲数が若干多かったが、錯誤捕獲、有害捕獲とも、若齢個体の占める割合

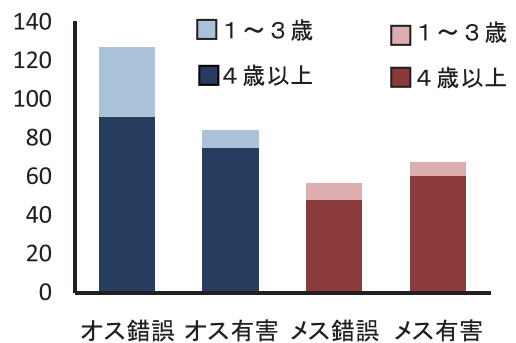


図4 雌雄の捕獲理由別個体数

には差が認められなかった。(p>0.05)

次に、年齢カテゴリーごとに捕獲理由の割合を検討したところ、雌雄ともに6歳までは錯誤捕獲の割合が多く、その後有害捕獲の割合が高くなる傾向を示した(図5)。とくに10歳以上では、有害捕獲の割合が雌雄とも60%を超える高い値になった。

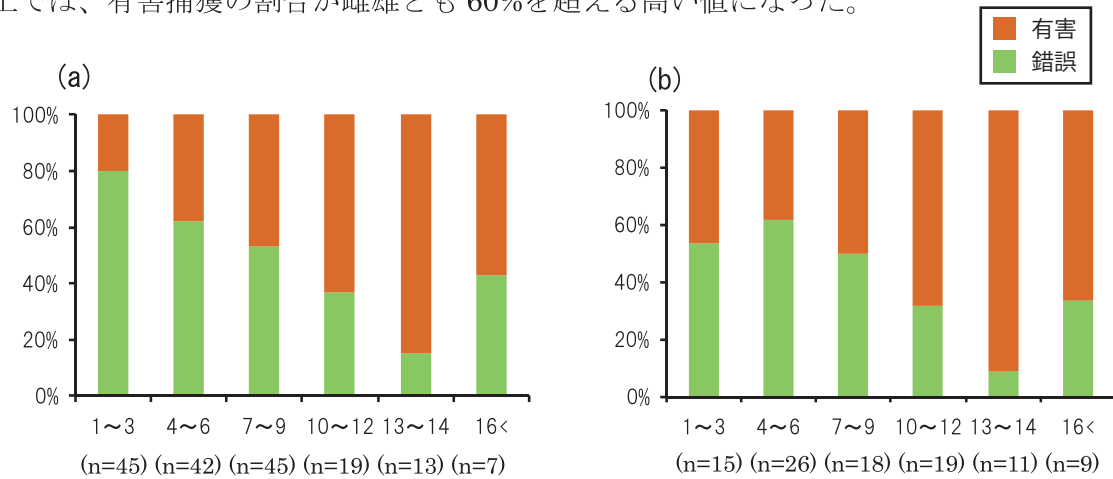


図5 オス(a)とメス(b)の年齢カテゴリー別捕獲理由の割合

捕獲地点密度の性差

0歳を除いた個体の捕獲地点密度(半径10km圏内の捕獲頭数)を図6に示した。

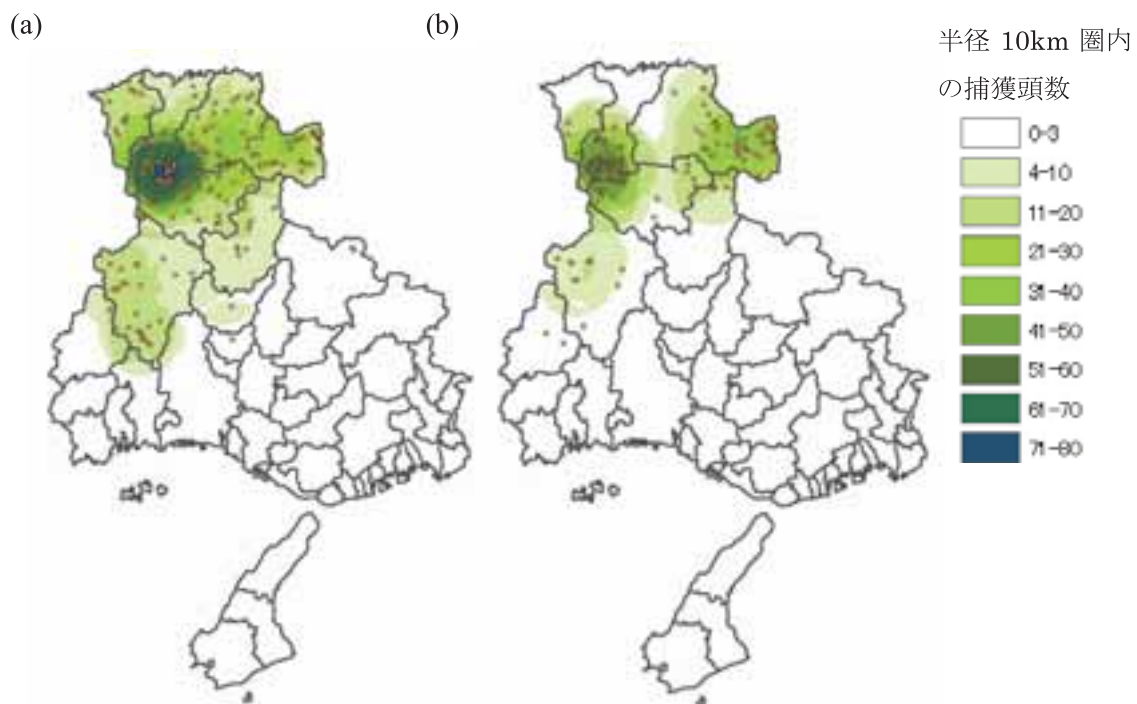


図6 オス(a)とメス(b)の捕獲地点密度

捕獲地点密度には雌雄差が認められた。オスの捕獲地点は、東中国個体群の分布の中心地と考えられている氷ノ山の山麓部より北側で最も多く、兵庫県中部以北全域に広く分布している傾向があり、地域個体群を分断している円山川周辺においても比較的多かった。一方メ

スは、東中国個体群ではオスと同様の地域で捕獲が多く、北近畿個体群では、生息の中心部と考えられている床ノ尾山系の北部で多かった。

4. 考察

捕獲個体の性・年齢構成は、餌資源や捕獲圧・捕獲方法、気候条件などさまざまな要因の影響を受けるため、本来の野生個体群の構成そのものを反映しないことが知られている（大井 2008; Ooi 2009; Kane & Litvatus 1992; Noyce & Garshelis 1997）。本研究においても、性、年齢、捕獲方法などによって、捕獲されやすさが異なることが示された。一方で、これらのさまざまなバイアスを考慮しても、全体的な傾向として若齢個体の割合が高い増加型の年齢構成になっていることも明らかとなった。これは、2003年以降のツキノワグマ保護管理計画に基づく対応により、兵庫県に生息しているツキノワグマの個体数が回復傾向にあることを示唆していた。

1~2歳の捕獲数は0歳および3歳以上と比較して少ないが、これまでの分析から毎年同様の傾向であることが明らかとなっており、1~2歳は捕獲されにくい年齢であることを示していると考えられた。アメリカクロクマ (*Ursus americanus*) においても、1歳は2~3歳と比較して捕獲されにくいことが報告されている（Noyce & Garshelis 1997）。アメリカクロクマでは、1歳の個体の行動圏が狭いこと、他の年齢層と比較して臆病であることによると報告されており、ツキノワグマについても同様の理由が推測される。

一方、集落に被害を与えた可能性の高い有害捕獲個体の多くは10歳以上であり、野生個体群としては年齢が高い層であった。その理由として、集落近くに餌があることを学習した経験の豊富な高齢個体ほど、集落近くに出没を繰り返したことが考えられる。また、東中国個体群における2~4歳のオスの捕獲数は、同年齢のメス捕獲数の3~7倍であった（図3 (a)）。アメリカクロクマでは、性成熟前のオスは、生まれた土地から分散する時期にあたり、行動圏が広範囲になる（Schwartz & Franzmann 1992）ことが報告されており、ツキノワグマにおいても、分散期のオスは広範囲を移動するために捕獲されやすくなっていることが考えられた。

東中国個体群では、捕獲数に性差が認められた（図2）。オスはメスより多く捕獲され、捕獲範囲が広範囲である傾向が認められた（図6）。捕獲が多い場所は雌雄ともに氷ノ山山麓の北側であった。北近畿個体群では、捕獲そのものが顕著に増加したのは、2008年以降であり、2010年は大量の個体が集落内で捕獲される事態となった。またメスの捕獲数が多いことが特徴として挙げられ、子連れも多くみられた（稲葉 2011）。メスの捕獲地点は生息分布域の中心とされる床ノ尾山系の北側であったが、オスの捕獲地点は、都市田園環境が広がる豊岡盆地にまで広がっていた。

北米大陸に生息するヒグマ (*Ursus arctos horribilis*) では、メスは自分の行動圏に対する執着が強いことが報告されている (Blanchard & Knight 1991)。また、アメリカクロクマでは、オスはメスに比べて行動圏が広く、人里近くでの採食を忌避しないなど大胆であるために捕獲されやすいと考えられている (Garshelis & Pelton 1981; Kane & Litvatus 1992; Schwartz & Franzmann 1992)。日本に生息するツキノワグマにおいても、オスはメスに比べて行動圏が広いことが報告されている (坪田・山崎 2011; 横山 2009; 横山ほか 2011)。本研究で解析した個体についても、オスの捕獲地点はメスの捕獲地点の分布より広範囲であり (図6)、オスの行動圏の広さを反映しているものと考えられた。

北近畿個体群で 2010 年に捕獲された個体は、オスよりメスの捕獲数が多かった。この地域の特徴としては、分布の中心である床尾山系 (標高 843m) と集落等の人為的環境に近いことがあげられる。床ノ尾山山麓は、低く狭い山系に小さな集落が細かく入り込むような地形であり、距離的にも標高差的にも集落と近接したエリア内にメスの生息地や繁殖地が存在しているため、隣接する集落へのメスの出没が多くなったと考えられた。

引用文献

- Blandhard BM & Knight RR 1991 Movement of Yellowstone grizzly bears. *Biological Conservation* 58:41-67.
- 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.
- Garshelis DL & Pelton MR 1981 Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Wildlife Management* 45: 912-925.
- 八谷昇・大泰司紀之 1994 骨格標本作製法. 北海道大学図書刊行会, 129pp.
- 兵庫県 2009 第 2 期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 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.1-17. 兵庫県森林動物研究センター.
- Kane DM & Litvatus JA 1992 Age and sex composition of live-captured and hunter killed samples of black bears. *Journal of Mammalogy* 73:215- 217.
- 環境省 (編) 2002 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生動物—レッドデータブック—I 哺乳類. 自然環境研究センター, 177pp.
- 日本哺乳類学会 1997 レッドデータ日本の哺乳類編. 文一総合出版, 279pp.
- Noyce KV & Garshelis DL 1997 Influence of natural food abundance on black bear harvests in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 61:1067-1074.
- 大井徹 2008 京都府で有害捕獲されたツキノワグマの性・年齢構成の特徴. *哺乳類科学* 48:7-24.

- Ooi T 2009 Anthropogenic mortality of Asiatic black bears in two populations in northern Honshu, Japan. *Ursus* 20:22-29.
- Saitoh T, Ishibashi Y, Kanamori H, Kitahara E 2001 Genetic status of fragmented population of the Asian black bear *Ursus thibetanus* in western Japan. *Population Ecology* 43:221-227.
- Schwartz CC, Franzmann AW 1992 Dispersal and survival of subadult black bears from Kenai Peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 56:426-431.
- 坪田敏男・山崎晃司 2011 日本のクマ：ヒグマとツキノワグマの生物学. 東京大学出版会, 370pp.
- 横山真弓 2009 ツキノワグマ―絶滅の危機からの脱却―. 「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編, pp.129-158. PHPサイエンス・ワールド新書.
- 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.59-70. 兵庫県森林動物研究センター.

第 10 章

兵庫県におけるツキノワグマの繁殖状況

中村幸子・横山真弓・森光由樹

要 点

- ・2010 年度に捕殺されたメスのツキノワグマ 33 頭について、子宮内の胎盤痕および卵巣内の黄体を観察した。
- ・成獣 28 頭のうち、黄体は 18 頭で、胎盤痕は 8 頭で確認され、93%がどちらかを保有していた。
- ・黄体および胎盤痕のどちらも保有していなかった個体は 2 頭で、これらは 15 歳と 17 歳の高齢個体だった。
- ・兵庫県に生息するメスのツキノワグマは、健全な繁殖サイクルを維持できていると考えられた。

key words : 胎盤痕 黄体 隔年繁殖

1. はじめに

動物の初産年齢、産子数、出産率等の繁殖状況に関する情報は、個体群の動向を知る上で重要な情報となる。またこれらは、動物種や個体群を特徴づける大きな要素であり、とくに生息地が地域的に孤立している個体群や、遺伝的な多様性が低い個体群においては、繁殖機能の評価は保全管理上、きわめて重要な情報である。これまで、兵庫県におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の繁殖状況は、メスの捕獲個体が幼獣を連れている割合 (子連れ率) や、0 歳齢個体の捕獲情報から推測されてきた (兵庫県 2009)。兵庫県ではこれまで、ツキノワグマの個体数を回復させるために、捕殺をできるだけ回避する保護管理を行ってきたため、これ以外の情報収集の手段がなかったためである。子連れ率等の情報は、繁殖状況に関する重要な指標となるため、兵庫県ではこれらの情報から、ある程度は健全な繁殖状況が保たれていると判断していた (兵庫県 2009)。しかし、このような指標を用いた評価方法は間接的であり、捕獲までに連れ子が死亡していれば、本来よりも繁殖状況が悪いと評価してしまうなどの欠点がある。また、ツキノワグマは隔年繁殖 (二年に一度の出産) を行うため、このような情報だけでは、繁殖サイクルの状況などを的確には把握できない。したがって、より正確に繁殖状況を把握するためには、捕獲個体から排卵状況や妊娠歴などの直接的な情報を収集する必要がある。

2010 年は、兵庫県内において成獣メスを含めたツキノワグマが捕殺に至るケースが多く発生した (稲葉 2011)。森林動物研究センターでは、捕殺された個体から生殖器官を採取しており、2010 年度は、繁殖状況を統計的に評価できる標本数を得ることができた。本研究では、

メス生殖器（子宮及び卵巣）の観察から繁殖に関するデータを収集・解析し、兵庫県に生息しているメスツキノワグマの繁殖状況を評価した。

2. 材料および方法

2010年8月から12月にかけて、有害捕獲により捕殺された個体と事故等により死亡した個体、合計33頭のメスツキノワグマ（0歳齢は除く）を回収し、解剖した。繁殖状況の指標として、子宮内腔面の胎盤痕と卵巣内の黄体（図1）を観察し、それらの数を記録した。胎盤痕は妊娠（着床）により形成され、次の冬眠期まで残存する（図2; Katayama *et al.* 1996）。したがって、胎盤痕の有無を確認することにより、捕獲される前の出産時期（冬眠中）に出産したかどうかを判定することが可能である。また、黄体は交尾期の排卵により形成され、出産まで残存する（図2; Katayama *et al.* 1996）。したがって、黄体を確認することにより、次の出産時期に出産を予定しているかどうかを判定することが可能となる。また、胎盤痕数および黄体数は、それぞれ基本的に着床数および排卵数を示すため、これらを数えることにより出産時の産子数を推定することができる。

対象個体については、年齢査定を行った。年齢は、第一臼歯もしくは第四臼歯のセメント質年輪を数えることにより決定した（八谷・大泰司 1994）。

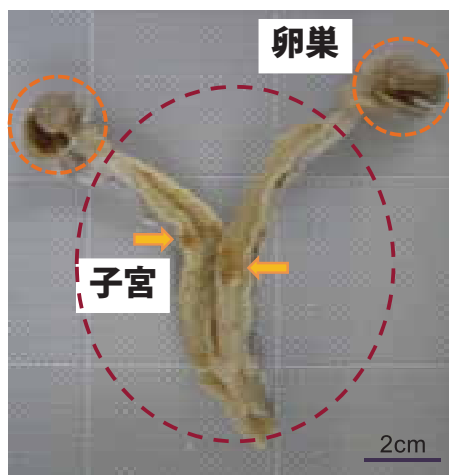


図1 メスグマの生殖器

左図の子宮内面には胎盤痕（黄色矢印）、右図の卵巣内には黄体（オレンジ矢印）が確認できる。



図2 胎盤痕と黄体による繁殖状況の評価法とそれぞれの残存期間

3. 結果および考察

解剖した 33 頭の年齢は 1 歳から 17 歳までで、このうち成獣個体（4 歳以上）は 28 頭、未成熟個体は 5 頭であった。成獣の子宮および卵巣の観察結果を図 3 に示した。胎盤痕が確認されたのは 8 頭、黄体が確認されたのは 15 頭、胎盤痕と黄体の両方が確認された個体が 3 頭、胎盤痕と黄体のどちらも確認されなかったのは 2 頭であった。胎盤痕と黄体の両方が確認された個体については、捕獲前の冬眠中に着床はしたが、妊娠途中または出産後早期に子グマが死亡したため、次の交尾期に発情し、交尾することによって黄体が形成された可能性がある。したがって、捕獲前の冬眠中に出産した個体は、全部で 11 頭ということになり、成獣個体のおよそ 40% であった。ツキノワグマは隔年繁殖するため、毎年全体の半数が妊娠すると単純に仮定すれば、そのおよそ 8 割が出産に至っていることになる。一方、黄体を保有していた個体、すなわち捕獲後の冬眠中に出産を予定していた個体は 18 頭（64%）であり、捕獲前の冬眠期に出産しなかった個体のほとんどは、順調に出産に向けて準備をしていたことが明らかとなった。以上の結果より、捕獲前の出産期に出産した、もしくは捕獲後の出産期に出産する準備ができていた個体は、全体の 93% であった。

ツキノワグマにおいては、冬眠前の栄養状態が妊娠の成否に大きく影響を与える（Roger 1976）ことが知られており、黄体を保有していた個体が、すべて妊娠に至ったかどうかは不明である。ただし、今年度捕獲されたツキノワグマでは、順調な体脂肪の蓄積が確認されている（中村ほか 未発表）ため、妊娠に至った可能性は高いと推察され、出沒個体に限れば、高い繁殖力を有していたと考えられた。

次に、観察された胎盤痕数および黄体数の平均を表 1 に示した。胎盤痕数の平均は 1.8 個であり、黄体数の平均は 1.9 個であった。したがって、捕獲前の冬眠期に出産した、または捕獲後の冬眠に出産する予定であったツキノワグマは、ほとんどの個体が 2 頭を産んだ（あるいは産む）と推測された。一般的に、ツキノワグマの産子数は 1 頭または 2 頭と言われており、また、野生ツキノワグマでは、胎盤痕数の平均は 2.0 という報告（Katayama *et al.* 1996）がある。これらの情報を考慮すると、兵庫県のツキノワグマの産子数は良好であると考えられた。

表 1 胎盤痕数と黄体数の平均

	平均
胎盤痕数	1.8
黄体数	1.9

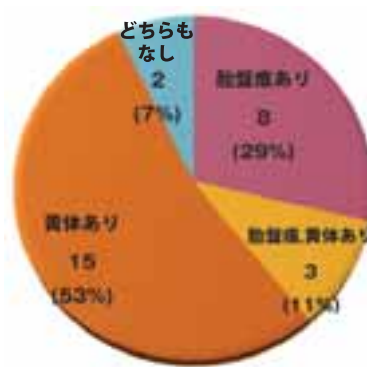


図 3 成獣における黄体および胎盤痕の保有状況

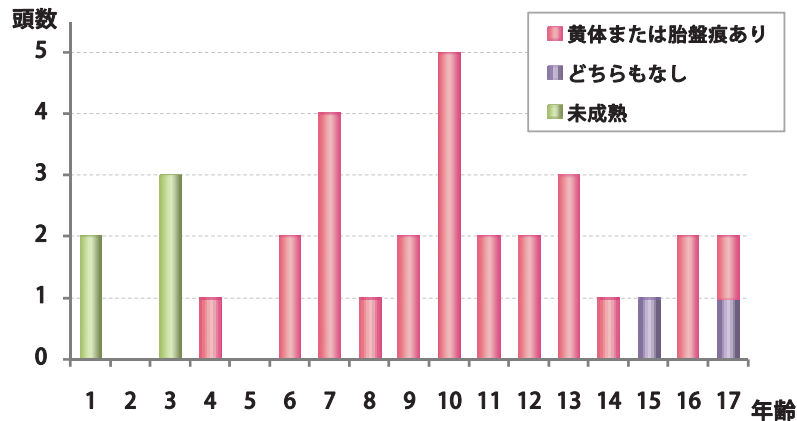


図4 年齢別の繁殖状況

最後に、メスツキノワグマの繁殖状況を年齢別に示した(図4)。胎盤痕と黄体のどちらも保有していなかった、すなわち隔年繁殖していなかった2個体の年齢は、15歳と17歳であった。2010年度に兵庫県で捕獲された個体の最高齢は20歳であり(斎田ほか 2011)、メスの最高齢は17歳であった。また、これまでに有害捕獲等で捕獲された個体のうち、加齢の影響と考えられる骨の異常を示す割合が高くなるのは13歳以上であり、この年齢からは自然死亡も確認されている(横山ほか 2011)。したがって、15歳以上の個体は、野生ツキノワグマとしては、高齢個体と考えるべきである。これまでに、18歳で子連れであったという報告(Katayama *et al.* 1996)や、22歳で排卵を示した報告(Nakamura *et al.* 2009)があり、高齢でも繁殖機能を保つ個体が確認されている。その一方で、高齢個体では出産率が急激に低下するという報告がある(Craighead *et al.* 1974)。したがって、この2個体は加齢という生理的な原因により繁殖機能が低下し、隔年繁殖できなかつた可能性が高いと推測された。

本研究により、2010年度に兵庫県で捕殺され、性成熟に達していた4歳以上のツキノワグマでは、胎盤痕または黄体をもつ(隔年繁殖している)個体の割合は93%と高かったこと、胎盤痕数(産子数)は他の地域の報告とほぼ同等であったことから、兵庫県に生息しているメスツキノワグマの繁殖状況は良好であることが明らかとなった。また、繁殖率は加齢に伴い減少する傾向があつたが、17歳でも繁殖機能を保っている個体がいることも示された。個体数が少ない個体群においては、目撃情報や捕獲情報から繁殖状況について間接的な情報を収集するとともに、一定量のサンプルが集まった場合には、メス生殖器の観察から繁殖に関する直接的なデータを収集・解析して、クロスチェックによる評価をすることにより、よりの確に繁殖状況を把握することが重要である。

引用文献

Craighead JJ, Varney JR, Craighead FC Jr 1974 A population analysis of the Yellowstone grizzly bears. Montana Forestry and Conservation Experiment Station Bulletin 40:1-20. School of Forestry, University of Montana, Missoula, Montana, USA.

- 八谷昇・大泰司紀之 1994 骨格標本作製法. 北海道大学図書刊行会, 129pp.
- 兵庫県 2009 第2期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 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.1-17. 兵庫県森林動物研究センター.
- Katayama A, Tsubota T, Yamada F, Kita I, Tiba T 1996 Reproductive evaluation of Japanese black bears (*Selenarctos thibetanus japonicus*) by observation of the ovary and uterus. *Japanese Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 1:26-32.
- Nakamura S, Nishii N, Yamanaka A, Kitagawa H, Asano M, Tsubota T, Suzuki M 2009 Leptin receptor (Ob-R) expression in the ovary and uterus of the wild Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Reproduction and Development* 55:110-115.
- Rogers LL 1976 Effects of mast and berry crop failures on survival, growth, and reproductive success of black bears. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 41:431-438.
- 齋田栄里奈・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.
- 横山真弓・齋田栄里奈・中村幸子・森光由樹 2011 東中国及び北近畿個体群のツキノワグマに認められた骨異常の出現頻度. 「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.125-138. 兵庫県森林動物研究センター.

第 11 章

ツキノワグマの外部形態の成長パターンとその特徴

中村幸子・横山真弓・片山敦司・森光由樹・斎田栄里奈

要 点

- ・1994年から2008年に兵庫県にて捕獲された236頭（オス138頭、メス98頭）のツキノワグマを用いて、外部形態の成長パターンとその特徴を分析した。
- ・これらの個体の全長、体長、体高、前肢長、掌球幅および足底球幅の6部位に対する計測値を von Bertalanffy の方程式により解析した。
- ・各部位とも、漸近値において雌雄差が認められ、オスよりもメスが早く成長完了していた。また、メスよりオスで個体差が大きかった。
- ・掌球幅と足底球幅は、いずれも全長と有意な相関関係があることから、足跡から出没個体の体格の推定が可能であり、目撃情報との照合等に活用できる。

key words : von Bertalanffy の方程式 性成熟年齢 性的二型 体格推定

1. はじめに

哺乳類の体格や形態、成長パターンは、動物種の生態や繁殖、行動に大きな影響を受け、動物種ごとに特徴がある（大泰司 1986; 坪田 2011）。また成長期は生息地の食物資源量の影響を受けやすく、とくにこの時期の体格は大きな影響を受ける。加えて良好な生息環境での順調な成長は、適齢期での性成熟をもたらす（Laws 1956）、良好な体格であることは食料獲得や交尾競争において優勢となるため（Ramsay & Stirling 1986; Stirling 1974）、個体の生存や繁殖成功を大きく左右する。

クマ類の成長および体格に対しても、齢一体サイズ曲線を用いて、個体群内および個体群間での成長評価やその過程の相違が報告されている（Atkinson *et al.* 1996; Derocher & Stirling 1998; Kingsley *et al.* 1988; Swenson *et al.* 1987）。高い成長率は高い繁殖率をもたらすことが報告されており（Derocher & Stirling 1998）、例えばホッキョクグマ（*Ursus maritimus*）では、メスの体サイズは産子数、出産間隔、出生子のサイズや生存率に対して正の要因となることが示されている（Derocher & Stirling 1994, 1996）。したがって、個体（群）の現状を把握し、適切な対応をすることが必要となる保護管理の現場において、体格や成長に関する知見は、個体（群）の健全性を判断する上での基礎情報となる。

ツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）は本州および四国に広く生息するが、とくに西日本に生息する個体群は、絶滅のおそれの高い地域個体群として環境省のレッドデータブックに記載されている（環境省 2002）。兵庫県には東中国個体群と北近畿個体群が生息し、いずれの個体群も生息域の分断および個体数の減少により、個体群の孤立化や遺伝的多様性の劣化が懸念されている（Ohnishi *et al.* 2007; Saitoh *et al.* 2001）。しかしながら、個体群の健全性

を判断するために必要な体格や成長に関する基礎情報はほとんどなく、飼育個体については体重の季節変化の報告があるが (Hashimoto & Yasutake 1999)、野生個体については体格に関する情報が断片的にあるにすぎない (環境省 2002; Oi & Furusawa 2008)。

そこで本研究では、兵庫県に生息するツキノワグマ個体群の健全性を判断するための基礎情報として、外部形態の成長パターンを解析し、その特徴を明らかにした。

2. 材料および方法

1994年から2008年にかけて兵庫県で捕獲された236頭(オス138頭、メス98頭)のツキノワグマを用いた。これらは学術捕獲、錯誤捕獲、あるいは有害捕獲された生体、死体、および事故等により死体回収された個体である。全長、体長、体高、前肢長、掌球幅および足底球幅の6部位(図1)を計測した(単位はmm)。解析には、破損、欠損等で6部位全てを計測することができなかった個体のデータも用いた。足跡から個体の体格を推定することが可能かどうかを検討するために、掌球幅及び足底球幅と全長との相関についても解析した。各部位の計測方法は次の通りである。全長：吻端から尾端までの直線長。体長：肩甲骨前部から尾の基部までの直線長。体高：き甲から、前肢の踵までの直線長(ツキノワグマが立った状態)。前肢長：肘関節から最長の指先(爪は除く)までの直線長。掌球幅：掌球の最大幅の直線長。足底球幅：足底球の最大幅の直線長。各計測部位のサンプル数は表1に示した。



図1 各計測部位

表1 各計測部位のサンプル数

	全長	体長	体高	前肢長	掌球幅	足底球幅
オス	137	111	138	118	133	134
メス	93	76	97	85	98	97

ツキノワグマの年齢査定は、第一臼歯または第四臼歯のセメント質年輪数で決定した（八谷・大泰司 1994）。月齢については、野生ツキノワグマの出産日に関する研究報告がないため、飼育ツキノワグマの出産日（1月23日から2月7日（Iibuchi *et al.* 2009））を参考に、全個体の出生日を2月1日と仮定して、算出した。

成長曲線（Kingskey *et al.* 1988）は

$$Y = A (1 - e^{-K(t-I)}) \quad (\text{von Bertalanffy の方程式})$$

を用いた。ここで、 t は月齢、 Y は t ヶ月齢時における各部位の測定値（mm）、 A は漸近値（mm）、 K は一ヶ月間の成長率、 I は変曲点月齢である。統計解析は SPSS 15.0 for Windows（SPSS Japan Inc., Tokyo, Japan）を用いて行った。成長完了月齢は、漸近値の 95%信頼区間の下限値に達した月齢とした。

体格や成長を評価する場合に考慮すべき要因の一つに、個体群の遺伝的背景がある。兵庫県には円山川を挟んで北近畿個体群と東中国個体群の 2 つの個体群が分布し、それぞれ遺伝的分化が進んでいることが報告されている（Saitoh *et al.* 2001）。したがって、本来は両個体群間の差異を検討すべきだが、今回は北近畿個体群のサンプル数が少なかったため、両個体群のデータを合わせて、兵庫県に生息するクマの特徴として解析した。

表 2 von Bertalanffy の方程式に当てはめた 6 計測部位の推定値（雌雄別に表示）

オス	全長	体長	体高	前肢長	掌球幅	足底球幅
A	1356.2	838.7	633.6	389.0	102.8	98.0
K	0.038	0.039	0.036	0.049	0.041	0.040
I	-10.5	-12.2	-13.7	-10.1	-16.1	-17.1
Aの標準誤差	12.4	12.3	9.6	3.4	1.1	1.0
メス	全長	体長	体高	前肢長	掌球幅	足底球幅
A	1172.8	710.3	545.5	344.0	86.1	81.9
K	0.077	0.105	0.068	0.062	0.076	0.097
I	-4.9	-2.1	-4.4	-12.3	-6.0	-3.5
Aの標準誤差	7.9	7.5	6.9	2.4	0.7	0.6

3. 結果

von Bertalanffy のモデルは、全ての部位に対して回帰した。方程式により推定された各計測部に対する変数（漸近値 A 、一ヶ月間の成長率 K 、変曲点月齢 I ）および漸近値 A の標準誤差を表 2 に、それぞれの成長曲線を図 2（図 2-1、図 2-2）に示した。

各部位ともメスよりオスで個体差が大きかった。各計測部位の漸近値において雌雄差が認められ（ $P < 0.01$ ）、その比は 1.13 から 1.20 であった（表 3）。各計測部位は、オスでは 73 ヶ月齢（6.1 歳）から 95 ヶ月齢（7.9 歳）で成長が完了しているのに対し、メスは 35 ヶ月齢（2.9 歳）から 58 ヶ月齢（4.8 歳）であり、オスよりもメスが早く成長が完了していた（表 4）。

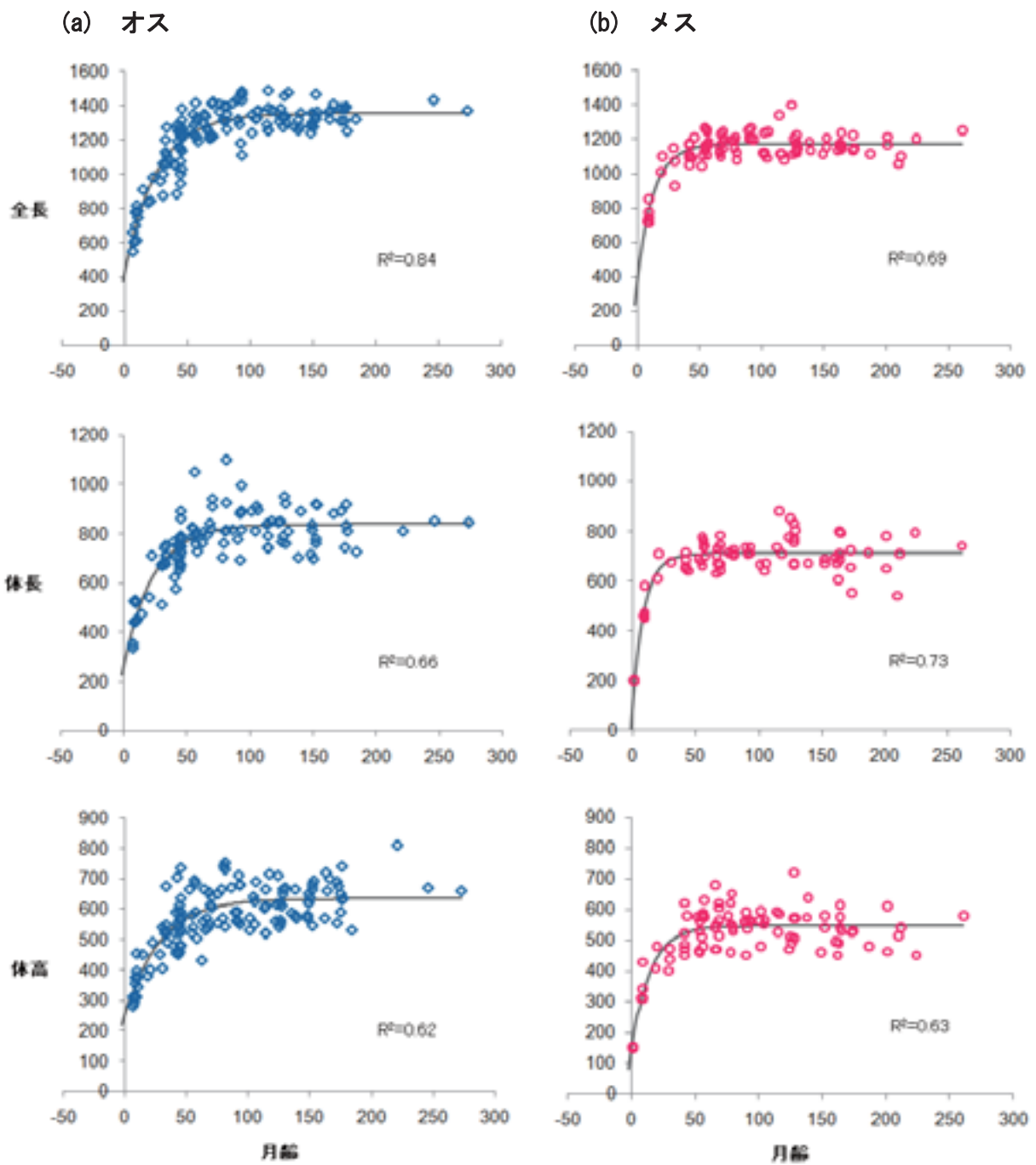


図2-1 各計測部位における成長曲線（全長、体長、体高）
 (a) オス、(b)メス

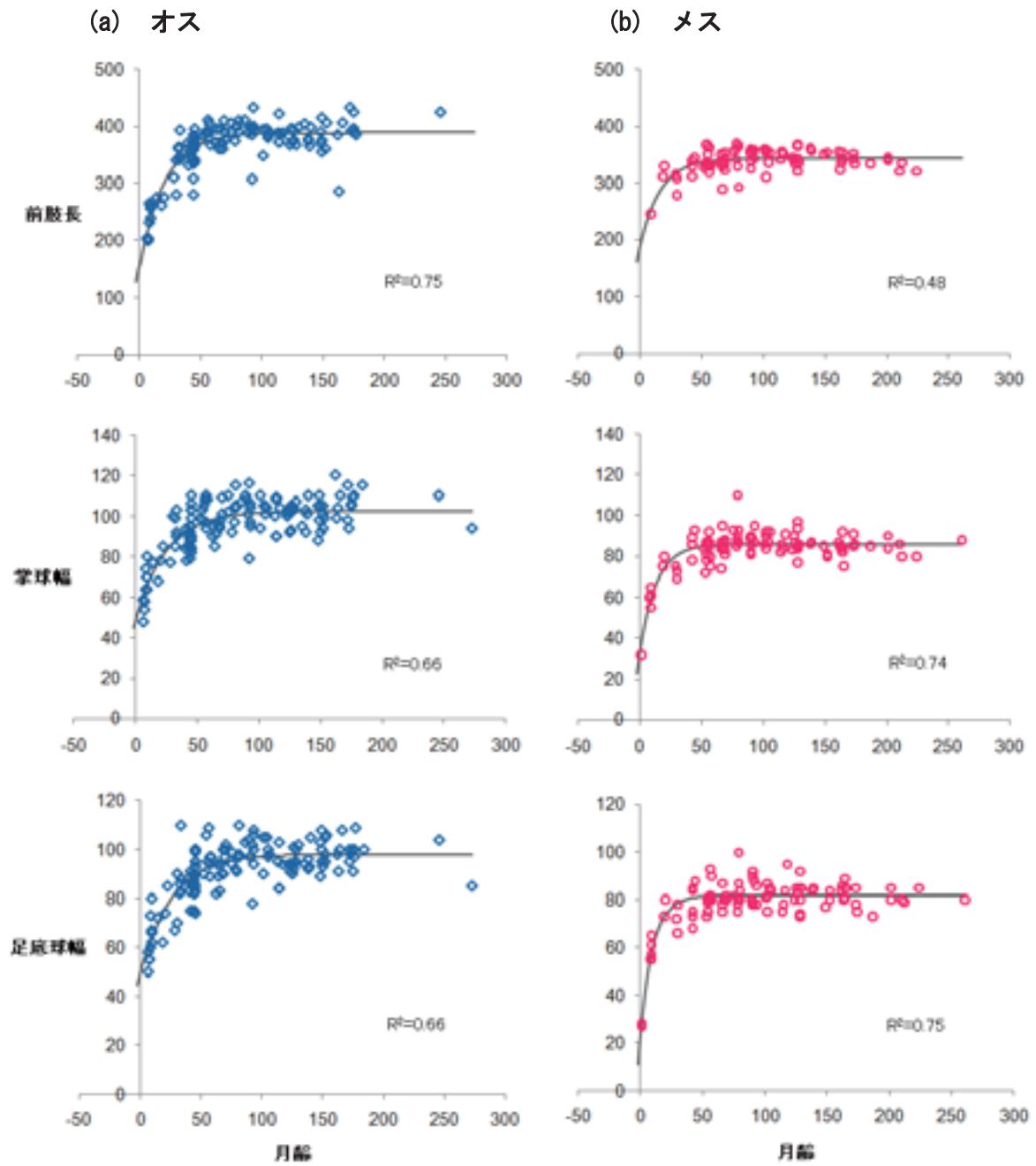


図 2-2 各計測部位における成長曲線（前肢長、掌球幅、足底球幅）
 (a) オス、(b)メス

表 3 漸近値 A の雌雄比

	全長	体長	体高	前肢長	掌球幅	足底球幅
オス/メス	1.16	1.18	1.16	1.13	1.19	1.20

表4 各計測部の成長完了月齢

	全長	体長	体高	前肢長	掌球幅	足底球幅
オス	95	77	84	73	80	81
メス	52	35	51	58	50	40

掌球幅および足底球幅と全長との相関関係を図3に示した。掌球幅と全長は、有意な直線関係にあり、オスは $y=13.443x-58.735$ ($R^2=0.76$, $P<0.01$)、メスは $y=10.831x+234.19$ ($R^2=0.53$, $P<0.01$)となった。足底球幅と全長との間にも有意な直線関係があり、オスは $y=14.294x-74.84$ ($R^2=0.76$, $P<0.01$)、メスは $y=11.058x+257.51$ ($R^2=0.49$, $P<0.01$)となった。

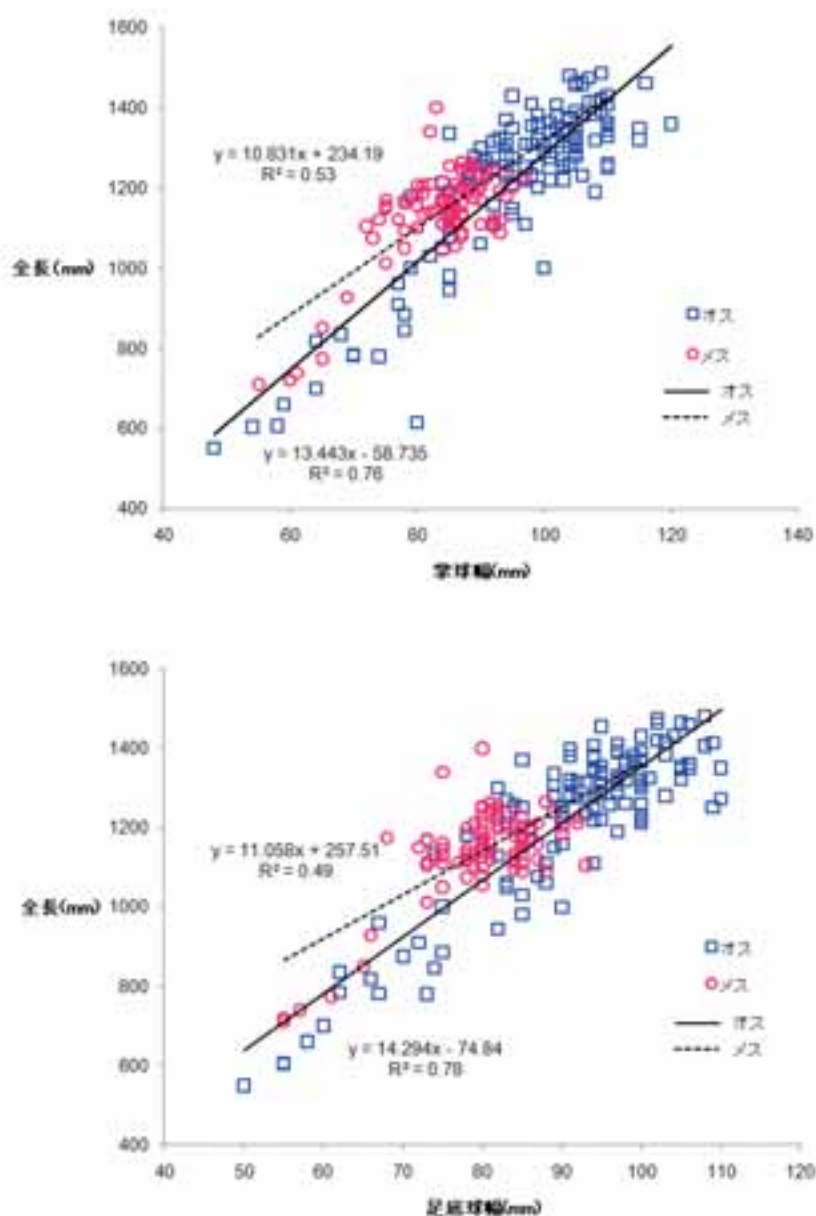


図3 掌球幅および足底球幅と全長との相関

4. 考察

本研究では、兵庫県で捕獲されたツキノワグマの外部形態の成長パターンを解析し、その特徴を統計的に示した。また、掌球幅や足底球幅などの足跡のサイズから、体格や性別を推定する判断基準をある程度提示することが可能になり、目撃情報との照合等に活用できることが明らかとなった。

von Bertalanffy の方程式は、これまでにヒグマ (*Ursus arctos*, Kingsley *et al.* 1988) やホッキョクグマ (Derocher & Stirling 1998; Derocher & Wiig 2002) の体長や体重に対して適応されている。本研究により、ツキノワグマの成長パターンにもよく適合していることが示され、この方程式はクマ類の成長過程と体格の推定および個体群間の比較研究に適していると考えられた。

この方程式によって成長曲線を算定する場合には、誤差を導くいくつかの要因があることが指摘されている。その一つは、サンプルのばらつきである (Leberg *et al.* 1989)。また成長曲線では、出生前などデータが欠損している部分は推定できない (Kingsley *et al.* 1988)。本研究では、成長のごく初期である 3 ヶ月齢以下 (出生から冬眠あけまで) のデータが雌雄ともにきわめて少なかったため、初期成長については精度が低い可能性がある。しかしメスでは 2 個体ではあったが、1 ヶ月齢の体長、体高、掌球幅および足底球幅に対する測定値が得られ、これらの部位においては実際のクマの妊娠期間 (約 2 ヶ月) (Tsubota & Kanagawa 1993) に近い I の値 (-6.0 から -2.1) が導かれた。

一方、オスについては成長初期のデータが欠落しているため、この時期の成長の立ち上がり予測の信頼性は低い可能性がある。ただし、飼育ツキノワグマでは、生後 3 ヶ月齢までの体重に雌雄差はないという報告があり (Iibuchi *et al.* 2009)、骨格の成長についても、メスと同様の初期成長パターンとなることが推察されるため、初期成長における雌雄差はない可能性が高いと考えられた。

メスのクマ類の成長に関するこれまでの報告では、性成熟と成長完了との関連が示されている。メスヒグマの全長は、性成熟前かつ初産前には成長完了時の 90% に達しており (Kingsley *et al.* 1988)、ホッキョクグマでは個体群ごとに差はあるものの、性成熟の前後に成長を完了している (Derocher & Stirling 1998)。メスツキノワグマでは、顕微鏡観察による卵巣内の黄体または黄体退行物の形成確認から、4 歳以上の個体は性成熟に達していると報告されている (Katayama *et al.* 1996)。本研究では、メスは 4.8 歳 (58 ヶ月齢) までに全ての計測部位の成長が完了していた。このことから、ツキノワグマにおいても、メスは性成熟とほぼ同時期に骨格の成長が完了していることが強く示唆された。

一方、オスの成長は 6.1 歳から 7.9 歳 (73 ヶ月齢から 91 ヶ月齢) で完了していた。Okano ほか (2003) の報告によると、精巣の外部計測および精子形成の顕微鏡観察から、オスツキノワグマの性成熟は 3 歳から 4 歳とされている。したがって、オスは性成熟に達した後も数年間骨格を成長させると考えられた。性成熟後もオスが成長を続けることは、ヒグマ (Kingsley *et al.* 1988) およびホッキョクグマ (Derocher & Wiig 2002) においても報告されている。特にヒグマのオスでは、体重の増加も継続し (Kingsley *et al.* 1988)、10 歳でも

増加途中であったという報告がある (Glenn 1980)。

オスがメスより長く成長し続けることは、クマ類のオスの繁殖戦略に関連すると考えられる。長く成長して体格を大きくすることで、オス同士の競争に勝ち、交尾の成功を高めている可能性があるからである。例えば、野生のヒグマ (Garshelis & Hellgren 1994) やアメリカクロクマ (Barber & Lindzey 1986) では、生息密度の高い地域においては、オスの年齢と体重が、個体間の優劣関係の形成に直接的に影響することが報告されている。ツキノワグマについても、密度の高い飼育状態においては、年齢が 6 歳以上である、または、体重が 80kg 以上であるオスは、体格の小さいオスに比べて交尾の回数が多いことが報告されている (山本ほか 1998)。これらのことから、より大きな体格となったオスは、交尾の機会を増やして、より多くの子孫を残す可能性が高いと考えられる。オスの方が体格の個体差が大きかったことも、オスの繁殖競争を背景にした成長の延長に由来する可能性がある。

クマ類の成長完了時の体格については、個体群間で差異があることが報告されている (Kingsley *et al.* 1988; Derocher & Wiig 2002)。差が生じる要因としては、生息域の食物資源量、個体群の遺伝的背景、生息密度等が考えられる。ツキノワグマの成長完了時の体格については、個体群間比較が可能な他の地域個体群の情報が少ないが、広島県で捕獲された成獣 (西中国個体群) のうち、オス (n=21) の全長 (平均±標準偏差: 1373±107mm) については、兵庫県に生息するツキノワグマのものとほぼ同様の値であったが、メス (n=25) の全長 (平均±標準偏差: 1240±86mm) については、やや小さかった (Oi & Furusawa 2008)。このことから、ツキノワグマにおいても、体格には個体群間で差異があると考えられる。

また、ツキノワグマの雌雄比は、各計測部位で異なっていたが、1.13 から 1.20 であり、性的二型を示した。他のクマ類の全長の雌雄比は、ヒグマでは 1.11 から 1.15 (Kingsley *et al.* 1988)、ホッキョクグマでは 1.16 から 1.20 (Derocher & Stirling 1998; Derocher & Wiig 2002) という報告がある。兵庫県のツキノワグマの性的二型は、ホッキョクグマに近い大きなものであることが示唆された。

ツキノワグマの出没現場では、痕跡情報として足跡が収集できることがある。残された足跡から出没個体の体格等が推定可能になると、目撃情報との照合等に活用できる。本研究から、掌球幅および足底球幅と全長とは高い相関関係にあることが明らかとなり、個体の体格推定や性別判定に利用できると考えられた。たとえば、足跡の掌球幅および足底球幅が、メスの漸近値 (掌球幅は 86mm、足底球幅は 82mm) を下回る場合には、雌雄の判別は不可であるが成長過程の若いツキノワグマのものであると推定できる。また、本研究においては、メスでは掌球幅および足底球幅が 100mm を超える個体は確認されなかった (最大値は掌球幅が 97mm、足底球幅が 95mm) ことから、100mm 以上の掌球幅または足底球幅が確認された場合には、体格の良い成獣オスであると推定できる。これらの情報は、保護管理の現場において活用されることが期待できる。

引用文献

- Atkinson SN, Stirling I, Ramsay MA 1996 Growth in early life and relative body size among adult polar bears (*Ursus maritimus*). *Journal of Zoology* 239: 225-234.
- Barber KM, Lindzey FG 1986 Breeding behavior of black bears. *International Conference on Bear Research and Management* 6:129-136.
- Derocher AE, Stirling I 1994 Age-specific reproductive performance of female polar bears (*Ursus maritimus*). *Journal of Zoology* 234:527-536.
- Derocher AE, Stirling I 1996 Aspect of survival in juvenile polar bears. *Canadian Journal of Zoology* 74:1246-1252.
- Derocher AE, Stirling I 1998 Geographic variation in growth of polar bears (*Ursus maritimus*). *Journal of Zoology* 245:65-72.
- Derocher AE, Wiig O 2002 Postnatal growth in body length and mass of polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *Journal of Zoology* 256:343-349.
- Garshelis DL, Hellgren EC 1994 Variation in reproductive biology of male black bears. *Journal of Mammalogy* 71:175-188.
- Glenn LP 1980 Morphometric characteristics of brown bears on the central Alaska peninsula. *International Conference on Bear Research and Management* 4: 313-319.
- 八谷昇・大泰司紀之 1994 骨格標本作製法. 北海道大学図書刊行会, 129pp.
- Hashimoto Y, Yasutake A 1999 Seasonal changes in body weight of female Asiatic black bears under captivity. *Mammal Study* 24:1-6.
- Iibuchi R, Nakano N, Nakamura T, Urashima T, Shimozuru M, Murase T, Tsubota T 2009 Change in body weight of mothers and neonates and in milk composition during denning period in captive Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). *Japanese Journal of Veterinary Research* 57:13-22.
- 環境省 2002 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物(哺乳類)ーレッドデータブックー. 自然環境研究センター, 180pp.
- Katayama A, Tsubota T, Yamada F, Kita I, Tiba T 1996 Reproductive evaluation of Japanese black bears (*Selenarctos thibetanus japonicus*) by observation of the ovary and uterus. *Japanese Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 1:26-32.
- Kingsley MCS, Nagy JA, Reynoldos HV 1988 Growth in length and weight of northern brown bears: differences between sexes and populations. *Canadian Journal of Zoology* 66:981-986.
- Laws RM 1956 Growth and sexual maturity in aquatic mammals. *Nature* 178: 193-194.
- Leberg P, Brisbin IL, Smith MH & White GC 1989 Factors affecting the analysis of growth patterns of large mammals. *Journal of Mammalogy*. 70 : 275-283.

- Ohnishi N, Saitoh T, Ishibashi Y, Oi T 2007 Low genetic diversities in isolated populations of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan, in comparison with large stable populations. *Conservation Genetics* 8:1331-1337.
- 大泰司紀之 1986 ニホンジカにおける分類・分布・地理的変異の概要. *哺乳類科学* 53:13-17.
- Oi T, Furusawa H 2008 Nutritional condition and dietary profile of Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) killed in western Japan in autumn. *Mammal Study* 33:163-171.
- Okano T, Murase T, Tsubota T 2003 Spermatogenesis, serum testosterone levels and immunolocalization of steroidogenic enzymes in the wild male Japanese black bear (*Ursus thibetanus japonicus*). *The Journal of Veterinary Medical Science* 65:1093-1099.
- Ramsay MA, Stirling I 1986 On the mating system of polar bears. *Canadian Journal of Zoology* 64:2142-2151.
- Saitoh T, Ishibashi Y, Kanamori H, & Kitahara E 2001 Genetic status of fragmented populations of the Asian black bear *Ursus thibetanus* in western Japan. *Population Ecology* 43:221-227.
- Stirling I 1974 Midsummer observations on the behavior of wild polar bears. *Canadian Journal of Zoology* 52:1191-1198.
- Swenson JE, Kasworm WF, Stewart ST, Simmons CA, Aune K 1987 Interpopulation applicability of equations to predict live weight in black bears. *International Conference on Bear Research and Management* 7:359-362.
- Tsubota T, Kanagawa H 1993 Morphological characteristics of the ovary, uterus and embryo during the delayed implantation period in the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*). *Journal of Reproduction and Development* 39:325-331.
- 坪田敏男 2011 クマの生物学. 「日本のクマ」, 坪田敏男・山崎晃司編, pp.1-34. 東京大学出版会.
- 山本かおり・坪田敏男・喜多功 1998 飼育条件下におけるニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の性行動の観察. *Journal of Reproduction and Development* 44:13-18.

第 12 章

兵庫県に生息するツキノワグマの遺伝子解析

森光由樹・中村幸子・横山真弓

要 点

- ・兵庫県に生息しているツキノワグマの核 DNA マイクロサテライト 10 遺伝子座について分析をおこなった。
- ・10 遺伝子座の平均のヘテロ接合度の観察値 (H_o) と期待値 (H_E) は、東中国地域個体群では 0.422 と 0.450、近畿西地域個体群 では 0.485 と 0.499 であり、過去の報告と同様に、遺伝的多様性が低かった。
- ・個体群間の遺伝的な分化をあらわす遺伝的分化係数 (F_{st}) は 0.233 であり、過去の報告による分析結果と同様に、遺伝的に孤立していた。
- ・地域個体群の絶滅を回避し、安定的に維持してゆくには、遺伝的多様性について引き続きモニタリングを行ない、遺伝的なデータを蓄積していくことが重要である。

key words : 遺伝的多様性 マイクロサテライト ヘテロ接合度 アレリックリッチネス
遺伝的分化係数

1. はじめに

種内の遺伝的変異は、野生動物の保全や管理を進めるうえで、重要な意味をもっている(鷲谷・矢原 1996)。遺伝的な変異は、それ自体が生物多様性の重要な要素として保全の対象になるだけでなく、個体群の絶滅可能性や存続可能な個体群の大きさを推定するための手がかりともなる。

地域個体群内の遺伝的多様性が低いと、絶滅の可能性が高くなることは、多くの研究で指摘されている。分断化によって集団内で近親交配が進むと、遺伝的多様性が低下し、劣性遺伝子が発現することによって病気や奇形などが発生しやすくなる (Frankham *et al.* 2002; Saccheri *et al.* 1998)、環境変動への抵抗性が低くなるなど、負の影響が現われ、絶滅する可能性が高くなる。

遺伝的多様性を回復するには、繁殖可能な個体数の増加、あるいは分断化した集団間の遺伝的交流が重要だと考えられている (Frankham *et al.* 2002)。個体数が増加すると、集団内での突然変異が蓄積されやすくなり、それによって遺伝的多様性は高くなる。また、遺伝的分化が進んだ集団間で遺伝子の交流が起これば、それによって各集団内の遺伝的多様性が高くなる。これらのいずれかのメカニズムが働けば、遺伝的多様性は回復してゆくことが期待される。

兵庫県に生息しているツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の分布は、円山川を境に東中国個体群、北近畿個体群に分けられている。両個体群とも生息個体数が少なく、環境省が発表

した絶滅が危惧されている地域個体群のリストに含まれており、存続が危ぶまれている（環境省 2000）。

近畿地方及び中国地方に生息しているツキノワグマを対象とした遺伝学的な研究によれば、西中国・東中国・北近畿西部・北近畿東部の4つの地域個体群では、地域個体群内の遺伝的多様性が低いことが明らかとなっている（Ohnishi *et al.* 2007; Saitoh *et al.* 2001）。また、地域個体群間の遺伝的分化については、集団間の遺伝子の交流が少なく、分化が進んでいることも報告されている（Ohnishi *et al.* 2007; Saitoh *et al.* 2001）。したがって、兵庫県に生息しているツキノワグマについては、Ohnishi *et al.* (2007) が報告した時点では、遺伝的多様性が低く、地域個体群間の遺伝的分化が進んでいたと考えられる。

一方、坂田ほか（2011）は、県に生息するツキノワグマの個体数は、2010年の時点で徐々に回復していることを報告している。もし、個体数の回復により突然変異の蓄積が進んでいけば、東中国地域個体群及び北近畿西地域個体群の遺伝的多様性は回復していることが期待される。また、個体数の回復によって、両個体群間において個体の移出入による遺伝子交流が起こっていれば、それによる遺伝的多様性の回復も期待できる。

そこで本研究では、東中国地域個体群及び北近畿西地域個体群において、1991-2004年の14年間に収集された試料の分析結果と、2007-2008年の2年間に収集された試料の分析結果を比較することにより、遺伝的多様性に回復傾向がみられるのかどうかを調べた。具体的には、マイクロサテライトDNAを分析することによって、集団内の遺伝的変異の指標であるヘテロ接合度の観察値 (H_o) と期待値 (H_e)、アレリック・リッチネス (A_R)、集団間の遺伝的な違いを表す指標である遺伝的分化係数 (F_{st}) という3つの指標を求め、過去の研究結果と比較した。

2. 材料と方法

2-1. 個体からの試料収集

分析対象は、2007年から2008年にかけて捕獲された、東中国地域個体群（兵庫県新温泉町、香美町、養父市）に属する30個体と、北近畿西地域個体群（兵庫県豊岡市）の25個体である（図1）。捕獲したクマから血液を採取し、遠心分離機で白血球を分離（5000回転で15分間）してから -20°C で冷凍保存し、分析試料とした。

2-2. 試料からのDNA抽出とPCRによる増幅

遺伝的多様性を調べるために、核DNAの中でとくに個体間変異の多い遺伝子座（数個の塩基の繰り返しからなるマイクロサテライトDNA領域）の変異を分析した。マイクロサテライトとは、数塩基単位の反復配列のことであり、その反復数がきわめて変化しやすいという性質がある。

白血球からのDNA抽出は、QIAamp DNA Micro Kit（QIAGEN）を用いて、添付のプロトコールに従って行った。分析するために標的とした10個のマイクロサテライトDNA領域（G1A, G10B, G10C, G1D, G10M, G10X, MSUT-1, MSUT-2, MSUT-6, MSUT-7, Kitahara



図1 分析対象とした地域個体群

東中国地域個体群、北近畿西地域個体群からサンプルを採取し分析を行った。

et al. 2000; Paetkau & Strobeck 1994) を、ポリメラーゼ連鎖反応 (PCR) 法を用いて増幅した。PCR 法とは、細胞内で行われている DNA 複製システムをモデルにした、試験管内で DNA を増やす方法である。PCR 法による DNA の増幅は DNA サーマルサイクラー (Applied Biosystems) を使用した。その過程は、最初に二本鎖 DNA を入れた反応液を 94°C で 2 分間加熱し熱変性させた後、①94°C で 15 秒間加熱 (二本鎖 DNA を一本鎖 DNA に分離)、②48~60°C で 20 秒間加熱 (アニーリング: それぞれの一本鎖 DNA にプライマーとよばれる DNA 増幅に使う塩基の断片を結合)、③72°C で 15 秒間加熱 (伸張反応: プライマーを起点として相補的な DNA 鎖を合成)、という三つの過程を 1 サイクルとして 30 回繰り返す、最後に 72°C で 30 秒間加熱 (最終伸張反応) することにより、マイクロサテライト DNA 領域を大量に増幅した。PCR は 2 μ l の DNA 溶液、10 \times PCR Buffer を 2 μ l、2mM dNTP を 2 μ l、10 μ M のプライマーを Forward、Reverse それぞれ 0.8 μ l ずつ、0.2unit PyrobestDNAPolymerase (Takara) に滅菌水を加え、合計 20 μ l にして反応を行った。プライマーは、Paetkau & Strobeck (1994) 及び Kitahara *et al.* (2000) にしたがって設計し、この後の解析時に DNA 検出できるように、5'末端に NEDVIC FAM を蛍光ラベルした。最後に、Genetic Analyzer MODEL3130 (Applied Biosystems) と GeneMapper v3.7 (Applied Biosystems) を使って、増幅したマイクロサテライト DNA 領域の長さを読み、それぞれの遺伝子座において、何種類の対立遺伝子があるかを決定した。

2-3. データ解析

ヘテロ接合度の解析

ヘテロ接合とは、2本の相同染色体の同一遺伝子座を、異なる2つの対立遺伝子が占めている状態のことであり、ある遺伝子座におけるヘテロ接合の割合をヘテロ接合度という。ヘテロ接合度の観察値 (H_O) は近親交配の程度などによって変化するが、ランダム交配のもとでの期待値は一定であるため、その集団の遺伝的変異の大きさを表す指標になる。そこで対立遺伝子の数と頻度から、ヘテロ接合度の期待値 (H_E) を求めた。また、観察値 (H_O) がハーディ・ワインベルグ平衡から乖離しているかどうかを、遺伝子座ごとに χ^2 検定を用いて検定した (Guo & Thompson 1992)。

アレリック・リッチネス (A_R) の解析

遺伝子座あたりの対立遺伝子の数は、その集団の遺伝的変異の大きさを表す指標となる。ただし、分析対象となる個体数の多さによって、遺伝子座あたりの対立遺伝子数は影響を受けるため、Petit *et al.* (1998) の方法で、FSTAT ver.2.9.3.2 (Goudet 2001) を用いて、アレリック・リッチネス (A_R) という指標を算出した。

遺伝的分化係数 (F_{st}) の解析

集団間の遺伝的分化を評価するため、Weir & Cockerham (1984) の方法により、集団間の遺伝的な違いを表す指標である遺伝的分化係数 (F_{st}) を算出した。遺伝的分化係数が統計的に有意に異なるかどうかは、二つの地域個体群の対立遺伝子を5000回の無作為抽出した後、exact G-test (Goudet *et al.* 1996) を用いて検定した。

3. 結果

東中国地域個体群と北近畿西地域個体群のアレリック・リッチネス (A_R) と、ヘテロ接合度の期待値 (H_E) と観察値 (H_O) を、それぞれ表1と表2に示した。分析した10遺伝子座の期待値 (H_E) と観察値 (H_O) については、すべての組み合わせで期待値 (H_E) のほうが観察値 (H_O) より高かったが、ハーディ・ワインベルグ平衡から統計的に有意に乖離している組み合わせはなかった。

アレリック・リッチネス (A_R)、ヘテロ接合度の期待値 (H_E) と観察値 (H_O) のそれぞれについて、10遺伝子座の平均値を Ohnishi *et al.* (2007) と本研究で比較したところ、東中国地域個体群では、アレリック・リッチネス (A_R) については本研究のほうが低く、ヘテロ接合度の期待値 (H_E) と観察値 (H_O) については、ほぼ同じ値を示していた。北近畿西地域個体群でも、アレリック・リッチネス (A_R) については本研究のほうが低く、ヘテロ接合度の期待値 (H_E) と観察値 (H_O) についてはほぼ同じ値を示していた。

東中国地域個体群と北近畿西地域個体群の間の遺伝的分化係数 (F_{st}) は0.233であり、Ohnishi *et al.* (2007) とほぼ同じ値 ($F_{st} = 0.230$) であった。

表1 東中国地域個体群におけるアレリック・リッチネス(A_R)とヘテロ接合度の期待値(H_E)及び観察値(H_O)の比較($n=30$)

遺伝子座	本研究				Ohnishi et al., 2007		
	A_R	H_E	H_O		A_R	H_E	H_O
G1A	6.80	0.702	0.700		6.96	0.723	0.700
G10B	3.05	0.505	0.500		3.00	0.540	0.500
G10C	2.00	0.420	0.389		2.00	0.499	0.500
G1D	2.00	0.499	0.481		5.95	0.420	0.366
G10M	4.00	0.492	0.490		4.00	0.482	0.561
G10X	4.00	0.610	0.501		4.00	0.607	0.500
MSUT-1	3.89	0.112	0.089		3.92	0.113	0.093
MSUT-2	2.00	0.163	0.152		2.00	0.155	0.167
MSUT-6	2.85	0.415	0.399		2.93	0.475	0.395
MSUT-7	3.00	0.580	0.515		3.00	0.599	0.500
平均	3.36	0.450	0.422		3.78	0.461	0.428

表2 北近畿西地域個体群におけるアレリック・リッチネス(A_R)とヘテロ接合度の期待値(H_O)及び観察値(H_E)の比較($n=25$)

遺伝子座	本研究				Ohnishi et al., 2007		
	A_R	H_E	H_O		A_R	H_E	H_O
G1A	6.90	0.704	0.700		6.93	0.766	0.837
G10B	6.35	0.723	0.702		6.45	0.606	0.633
G10C	2.00	0.475	0.440		2.00	0.481	0.380
G1D	3.00	0.530	0.503		3.00	0.453	0.429
G10M	4.00	0.642	0.630		5.76	0.681	0.680
G10X	3.80	0.560	0.556		4.00	0.602	0.540
MSUT-1	3.00	0.519	0.501		3.80	0.618	0.600
MSUT-2	2.00	0.271	0.267		3.00	0.236	0.220
MSUT-6	2.83	0.415	0.405		2.99	0.413	0.440
MSUT-7	3.00	0.148	0.146		2.00	0.132	0.140
平均	3.69	0.499	0.485		3.99	0.499	0.490

4. 考察

マイクロサテライト領域の解析から、東中国地域個体群および北近畿西地域個体群における遺伝的多様性は、Ohnishi *et al.* (2007) が報告した 1991-2004 年時点から、ほとんど変化していない（ヘテロ接合度の期待値 (H_E) と観察値 (H_O)）か、減少している（アレリック・リッチネス (A_R)) ことが明らかとなった。本研究の結果は、生息個体数が回復してきている（坂田ほか 2011）にもかかわらず、遺伝的多様性は依然として回復していないことを示唆している。

Ohnishi *et al.* (2007) は、東中国地域個体群および北近畿西地域個体群のヘテロ接合度の観察値 ($H_O=0.428$ および $H_O=0.490$)、すなわち個体群内の遺伝的変異の大きさが、西中国地域個体群（島根・鳥取： $H_O=0.513$)、北近畿東地域個体群（京都： $H_O=0.596$)、中部地域個体群（長野・新潟： $H_O=0.643$) にくらべ低いことを報告している。また、森光（未発表）は、長野県北アルプス地域個体群に比べて低いことを指摘している。

このようなヘテロ接合度の低下の原因の一つとして、島嶼分離がもたらした遺伝的隔離の研究が参考になる (Paetkau & Strobeck 1994)。アメリカクロクマ (*U. americanus*) の 2 つの地域個体群を対象とした研究によれば、北米大陸に生息しているウエストスロープの集団では、ヘテロ接合度の観察値 (H_O) は 0.799 であったのに対し、12,000 年間大陸と離れているニューファンドランド島の島嶼個体群のヘテロ接合度の観察値 (H_O) は 0.360 であった。他地域に比べて東中国地域個体群および北近畿西地域個体群のヘテロ接合度が低いことは、島嶼集団と同等の遺伝的隔離が起きている可能性を示唆しているかもしれない。

東中国地域個体群と北近畿西地域個体群間の遺伝的分化は、Ohnishi *et al.* (2007) とほぼ同様の高い値となっていた。この結果は、両地域個体群では遺伝的交流が起こっていないことを示唆している。

Ohnishi *et al.* (2007) は、上記 2 個体群に加えて、西中国地域個体群、北近畿東地域個体群、中部地域個体群を含む 5 地域個体群間の遺伝的分化は、いずれも統計的に有意に 0 より高く、地理的距離が比較的近いにもかかわらず、東中国個体群と北近畿西地域個体群でもっとも高い ($F_{st}=0.230$) ことを報告している。一方、中部地域個体群をのぞく 4 地域個体群間でもっとも遺伝的分化が進んでいないのは、距離的にもっとも近い北近畿東地域個体群と北近畿西地域個体群 ($F_{st}=0.105$, Ohnishi *et al.* 2007) だが、同様に隣接している北アルプス地域個体群と中央アルプス地域個体群間の遺伝的分化係数は、この値に比べて非常に低い（森光、未発表）ことが明らかとなっており、近畿中国地方全体で地域個体群間の遺伝的分化が進んでいることが示唆された。

遺伝的多様性の回復には、長い期間が必要である。今回は、個体数が回復し始めた初期段階の個体のサンプルを分析していることから、回復傾向が得られなかった可能性もある。今後は、個体数の回復のレベルと回復経過期間などの時間的スケール、個体群間の個体の移動情報を合わせて遺伝的多様性の状況との関係を把握することが必要である。

5. まとめ

本研究から、アレリック・リッチネス (A_R) と、ヘテロ接合度の期待値 (H_E)・観察値 (H_o)、および遺伝的分化係数 (F_{st}) を見る限り、東中国地域個体群および北近畿西地域個体群の遺伝的多様性は、Ohnishi *et al.* (2007) による 1991-2004 年当時とくらべて回復しているとはいえないこと、遺伝的に孤立した状態が続いていることが明らかとなった。

孤立した個体群は、遺伝的浮動や、近親交配による遺伝的変異の消失や近交弱勢のために絶滅の可能性が高くなる (Frankham *et al.* 2002; Saccharin *et al.* 1998)。現在、兵庫県のツキノワグマについては、妊娠率の低下などの繁殖障害は報告されていない(中村ほか 2011)が、今後さらに長期間孤立し、個体群内で近親交配が進むと、繁殖障害が起こる可能性はありと考えられる。また、東中国地域個体群および北近畿西地域個体群の個体において、骨の異常が認められている(横山ほか 2011)。現時点では、骨の異常が遺伝的多様性の低下に起因するという知見は得られていないが、今後さらに試料を収集して検討する必要がある。

地域個体群の絶滅を回避し、安定的に維持してゆくには、個体数の増減や繁殖状況などとともに遺伝的多様性についてモニタリングを継続し、個体群の健全性の把握に努めることが重要である。

謝辞

本稿を終えるにあたり、サンプル収集において多大な援助をいただいた野生動物保護管理事務所関西分室のみなさまに厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Guo S, Thompson E 1992 Performing the exact test of Hardy-Weinberg proportion for multiple alleles. *Biometrics* 48:361-372.
- Goudet J, Raymond M, Demeus T, Rousset F 1996 Testing differentiation in diploid populations. *Genetics* 144:1933-1940.
- Goudet J 2001 FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices. Version 2.9.3 Available from: <http://www.unil.ch/izea/software/fstat>.
- 環境省 2000 特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル(クマ類編), pp.55-56. 自然環境研究センター.
- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA 2002 *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.640.
- Kitahara E, Isagi Y, Ishibashi Y, Saitoh T 2000 Polymorphic microsatellite DNA markers in the Asiatic black bear *Ursus thibetanus*. *Molecular Ecology* 9:1661-1662.
- Ohnishi N, Saitoh T, Ishibashi Y, Oi T 2007 Low genetic diversities in isolated populations of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan, in comparison with large stable populations. *Conservation Genetics* 8: 1331-1337

- Paetkau D, Strobeck C 1994 Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. *Molecular Ecology* 3:489-495.
- Petit RJ, El Mousadik A, Pons O 1998 Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology* 12:844-855.
- 中村幸子・横山真弓・森光由樹 2011 兵庫県におけるツキノワグマの繁殖状況. 「兵庫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.102-106. 兵庫県森林動物研究センター.
- Saccharin I, Kuussaari M, Kankare M, Vikman P, Fortelius W, Hanski I 1998 Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392:491-494.
- Saitoh T, Ishibashi Y, Kanamori H, Kitahara E 2001 Genetic status of fragmented populations of the Asian black bear *Ursus thibetanus* in western Japan. *Population Ecology* 43:221-227.
- 坂田宏志・岸本康誉・関香菜子 2011 ツキノワグマの生息動向と個体数の推定. 「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.26-38. 兵庫県森林動物研究センター.
- 鷺谷いずみ・矢原徹一 1996 保全生態学入門—遺伝子から景観まで. 文一総合出版, 270pp.
- Weir BS, Cockerham CC 1984 Estimating F-Statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38:1358-1370.
- 横山真弓・斎田栄里奈・中村幸子・森光由樹 2011 東中国及び北近畿個体群のツキノワグマに認められた骨異常の出現頻度. 「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.125-138. 兵庫県森林動物研究センター.

第 13 章

東中国及び北近畿個体群のツキノワグマに 認められた骨異常の出現頻度

横山真弓・斎田栄里奈・中村幸子・森光由樹

要 点

- ・兵庫県で捕獲されたツキノワグマ成獣 47 頭の脊椎及び骨盤、四肢長骨について、過形成、粗鬆様、癒合などの骨の異常の有無と出現頻度を検索した。
- ・39 頭のツキノワグマに骨の異常を認めた。部位別では、胸椎と腰椎、脛骨関節部に、過形成、粗鬆様が多く検出された。
- ・人為的な要因で死亡した個体から、骨異常が少なくとも 1 か所以上認められた割合は、東中国個体群で 82% となり、北近畿個体群 (70%) に比べ高かった。
- ・今回検索した骨の異常部では、脊椎と関節部の軟骨組織周辺における炎症—摩耗—増生が繰り返され、溶解した軟骨を補う形で運動負荷の高い脊椎や関節部の変形が起こったと推定される。
- ・症状が進行している個体は、高齢個体が多かった。
- ・繁殖への悪影響はないと考えられたが、東中国個体群で頻度が高いことから、今後は発生要因を把握する必要がある。

key words: 過形成 菲薄化 遺伝的劣化 脊椎関節症 癒合

1. はじめに

東中国地域及び北近畿地域に生息するツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) 地域個体群は、円山川をはさんで、遺伝的な組成が異なっており (Saitoh *et al.* 2001; 森光ほか 2011)、それぞれ極めて孤立した個体群として保全の対象となっている (環境省 2002)。これらの生息地は人の生活圏とも重複し、分断されている環境にあり、1990 年代までに個体数は減少していた (兵庫県 2009)。個体数が著しく減少した野生動物個体群では、遺伝的な多様性が低下し、繁殖や免疫機能に問題を生じることが報告されている (牧・増田 1994; Ralls *et al.* 1988; Wildt *et al.* 1987)。もし、これらの地域に生息するツキノワグマにこのような遺伝的な劣化が起こっていれば、個体群の保全に影響が及ぶ可能性がある。兵庫県では、2002 年以降、個体群の健全性を診断するために死亡個体 (有害捕獲・事故死・自然死亡) のモニタリングを行っている (横山ほか 2008; 横山 2009)。2004 年、人家に侵入し動けない状態になっている、1 頭のツキノワグマが発見された。この個体は著しい衰弱状態にあり、放獣されたものの 4 日後に死亡が確認された。回収された死亡個体を解剖したところ、肩甲骨と上腕骨関節部に著しい骨の異常が発見された。その後も死亡個体の全身の骨を検索する過程で、複数の

個体で骨の異常が発見された（横山ほか 2008）。特に自然死亡した個体で病態が著しく、これまで東中国個体群で 6 例、北近畿個体群で 1 例発見されている。しかし、継続的なモニタリングの結果、これらの現象は自然死亡個体にとどまらず、有害捕獲や事故死の個体にも同様の異常が認められることが確認されている。

そこで本研究では、ツキノワグマの骨異常の実態を、骨の外部観察から判定される異常のタイプとその出現部位、出現頻度などから明らかにすることを目的とした。また、これらの異常が発生する要因について考察し、今後の対応を検討した。

2. 方法

標本は、4 歳以上の成獣 47 個体を用いた。東中国個体群 34 個体、北近畿個体群 13 個体である。年齢は、第一小臼歯と第四小臼歯の歯根部にあるセメント質に形成される層板（年輪）を数えることにより査定した（八谷・大泰司 1994）。検索部位は、①脊椎の三部位（頸椎、胸椎、腰椎）、②骨盤（寛骨、仙椎）、③肩甲骨と前肢長骨（上腕骨、橈骨・尺骨）④後肢（大腿骨、脛骨・腓骨）とした（図 1、図 2）。異常の種類については、過形成、粗鬆様、菲薄化、癒合、その他の奇形を検索した。粗鬆様とは、骨粗鬆症のような病態に見える異常だが、形態のみから骨粗鬆症と判定することは困難であるために、「粗鬆様」と判定した。検索は、「過形成」、「粗鬆様」、「菲薄化」については、異常が見られた部位別に 4 段階のレベルに分けて行った。レベル 0 を異常なしとし、レベル 1 を軽微な変異（加齢や成長過程の変化の可能性もあるものを含む）、レベル 2 を明らかな異常、レベル 3 を著しい異常とした（図 3、4、5）。このうち、レベル 2 もしくは 3 を「異常」と判定した。また「癒合」と「奇形」については、有りを 1、無しを 0 とし得点化した（図 6、7）。

今回の検索では、ツキノワグマの正常な骨に関する情報がほとんど得られなかったため、異常の様態は、一部加齢性の変化も含まれている可能性がある。しかしながら、現時点では、加齢性のものであるか、加齢とは関係のない異常な病態であるか、加齢に伴い深刻化する病態であるのか、などを分離することは困難であった。そのため、全身の異常の出現と年齢との関係性をみるために、検索部位ごとに判定したレベルを得点として累積した「骨異常評価ポイント」を算出した。具体的には、判定した部位ごとに、過形成、粗鬆様、菲薄化については、0～3 点を、癒合とその他の奇形については 0～1 点をあたえ、検索したのべ 20 か所について累計したものを「骨異常評価ポイント」とし、そのポイントと年齢との関係を検討した。

なお、検索には、基本的に全身の骨がある標本を使用した。が、交通事故や自然死亡による標本には破損や欠損があるものもあったため、部位により標本数が異なる場合がある。

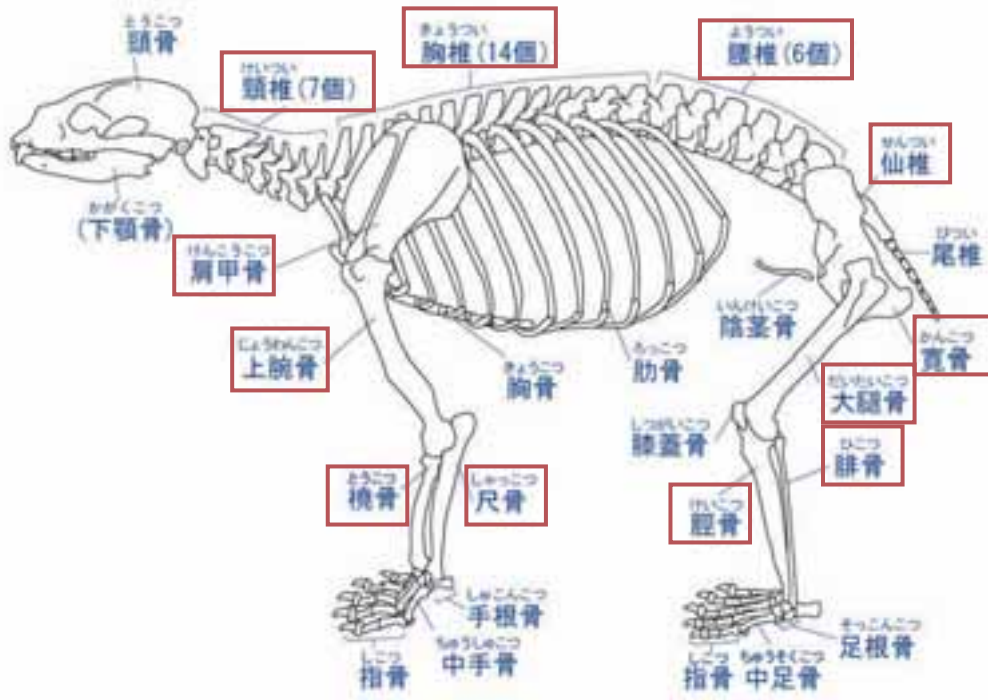


図1 ツキノワグマの骨格 □で示した部位の骨について検索した。

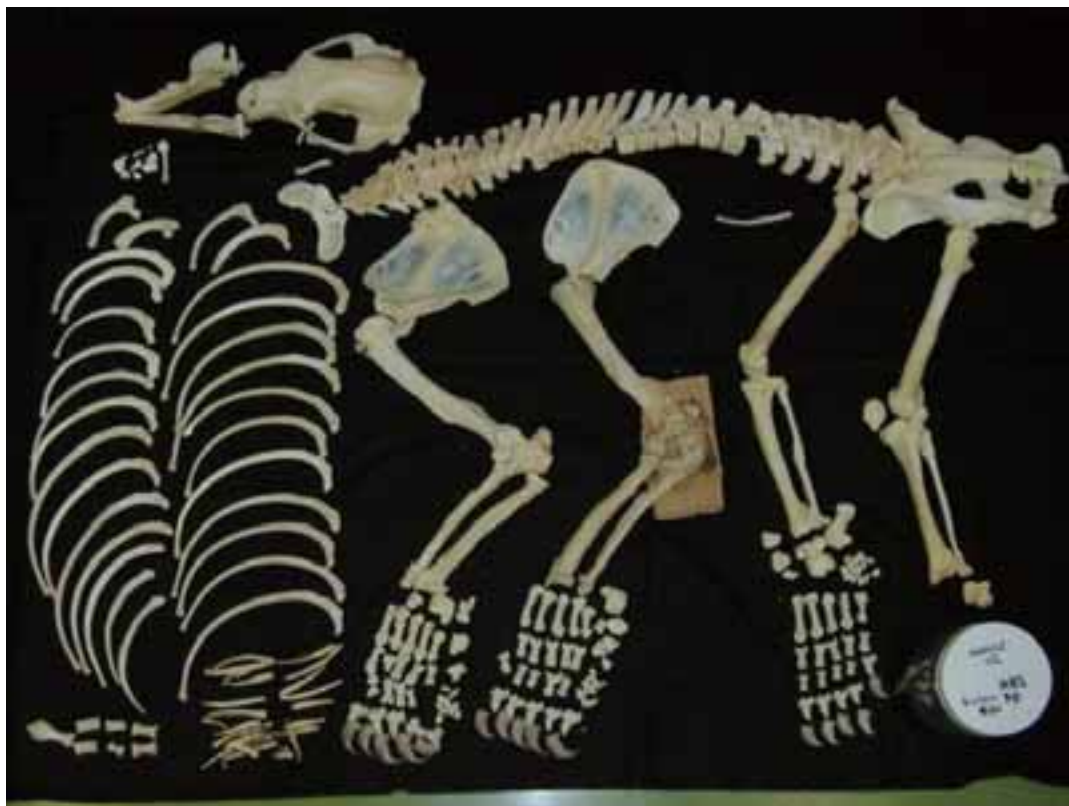
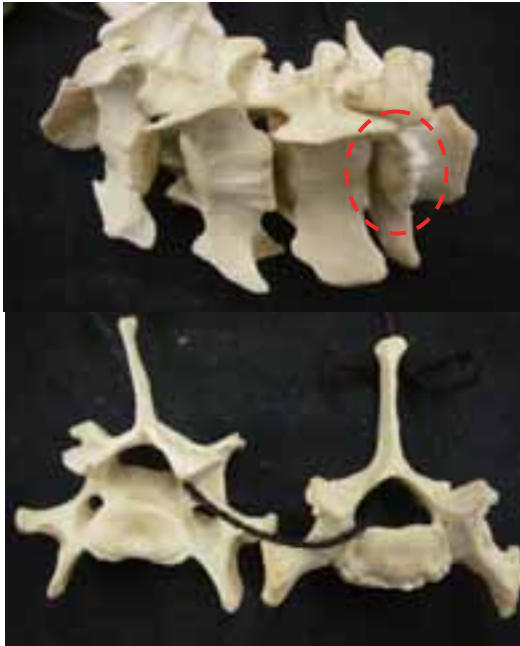
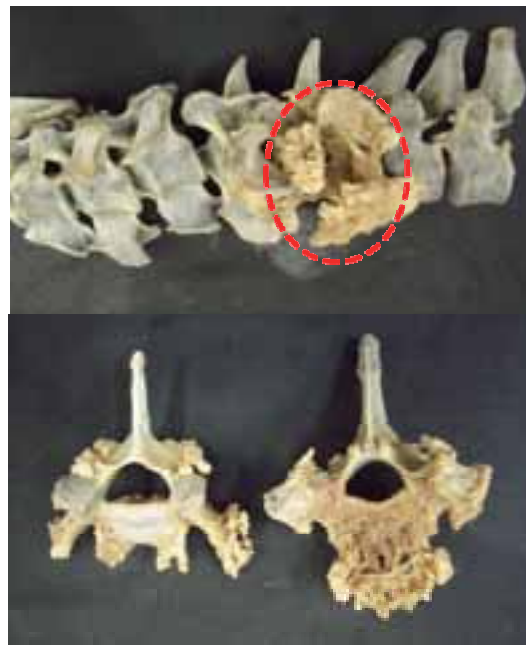


図2 標本化したツキノワグマの全身の骨

(a) 頸椎レベル1



(b) 頸椎レベル2



(c) 上腕—橈骨・尺骨レベル0



(d) 上腕—橈骨・尺骨 レベル1



(e) 上腕—橈骨・尺骨レベル2



(f) 上腕—橈骨・尺骨レベル3



図3 過形成のレベル判定基準

レベル0を正常な骨とし、レベル1を軽微な変化（加齢や成長過程などと判断されるもの）レベル2を明らかな異常、レベル3を著しい異常とし、上記のレベル2、3を基準の骨とし、「異常な過形成」とした。

(a) 胸椎 レベル1



(b) 胸椎レベル2



(c) 胸椎レベル3



図4 粗鬆様のレベル判定基準

レベル0を正常な骨とし、レベル1を軽微な変化（加齢や成長過程などと判断されるもの）レベル2を明らかな異常、レベル3を著しい異常とし、上記のレベル2、3を基準の骨とし、「異常な粗鬆様」とした。写真は、胸椎を示している。

(a) レベル1



(b) レベル2



(c) レベル3



図5 肩甲骨菲薄化のレベル判定基準

レベル0を正常な骨とし、レベル1を軽微な変化（加齢や成長過程などと判断されるもの）レベル2を明らかな異常、レベル3を著しい異常とし、上記のレベル2、3を基準の骨とし、「異常な菲薄化」とした。

(a) 癒合なし

(b) 癒合あり

(c) 癒合と過形成を併発



図6 骨盤-腰椎部分の癒合のレベル判定基準

(a) 癒合のない正常な骨、(b) 寛骨と仙椎が縫合した部分に腰椎が変形癒合していたもの、(c) 寛骨、腰椎の癒合にさらに過形成を伴っていた例。



図7 脛骨-腓骨部分の癒合の例

写真は過形成を伴った例。

表1 検索部位と検索病態

部位	検索病態				
	過形成	粗鬆様	菲薄化	癒合	備考
脊椎	頸椎	○	○		
	胸椎	○	○		
	腰椎	○	○		
骨盤	仙椎	○	○	○*	*腰椎との癒合の有無
	寛骨	○	○	○*	
前肢	肩甲骨	○		○	
	上腕骨	○		○	
	橈骨・尺骨	○			
後肢	大腿骨	○			
	脛骨・腓骨	○		○	

3. 結果

骨に見られた病変として、過形成、粗鬆様、菲薄化、癒合が確認された。部位により出現内容に差があり、最終的に判定した項目を部位別に表1に示した。先天性のものと考えられる左右非対称の形態(図14)も確認されたが、今回の検索では、1検体のみであったため、出現割合の分析は行わなかった。

年齢

標本の平均年齢を個体群別、死亡要因別に表2に示した。北近畿個体群においては、自然死亡個体は得られなかった。そのため、東中国個体群の人為的死亡と自然死亡、北近畿個体群の人為的死亡の3群について、比較したところ、有意な差は認められなかった(Kruskal-Wallis test, $\chi^2=3.7$, $P=0.16$)。

表2 骨異常の分析を行った47頭のツキノワグマの年齢
(平均値と標準偏差)

		個体群	
		東中国	北近畿
死亡要因	人為	10.6±3.4	10.3±3.2
	自然	15.4±4.9	—
合計		11.8	9.6

脊椎と骨盤

脊椎と骨盤に見られた過形成の出現頻度について、図8に示した。仙椎と寛骨については、成獣の場合縫合している場合が多かったため、骨盤としてまとめた。

過形成について異常が最も多く検出された部位は胸椎であり、東中国個体群の人為的死亡のうち33.3%を占めた(図8a)。標本数は少ないが、東中国個体群の自然死亡では、骨盤の標本が得られた5頭中4頭で異常が検出された(図8b)。また、自然死亡個体では複数の部位において異常が認められ、胸椎とともに頸椎、骨盤での異常の検出が多かった。北近畿個体群では、異常の発生頻度は低かった。

粗鬆様は、過形成の頻度が高かった部位(頸椎、胸椎、腰椎)で多く検出された(図9)。北近畿個体群では、過形成の出現頻度は低かったが、粗鬆様については、東中国個体群と同様の出現割合であった。

また、腰椎と仙椎の癒合、もしくは腰椎と寛骨の癒合という2部位の癒合が両地域個体群で認められたほか、これら3部位の癒合も全部で10例認められた。癒合は、特に東中国個体群で高い頻度で検出され、自然死亡では、5頭中4頭に認められた。また、癒合と過形成の両方の症状が重複してみられる深刻な事例も自然死亡個体で認められた(図6c)。

前肢

前肢については、肩甲骨の菲薄化が、東中国個体群の人為的死亡、自然死亡ともに高い頻度で認められた(図11)。過形成は、橈骨・尺骨の関節部周辺に多く出現した(図11)。橈骨・尺骨の過形成の割合は、東中国個体群で38.5%と高く、北近畿個体群においても25.0%を示した。また、橈骨-尺骨間の癒合については、東中国個体群では認められず、北近畿個体群で1例(7.6%)のみ認められた。

後肢

後肢については、過形成が脛骨・腓骨の関節部に多く認められ、とくに東中国個体群の人為的死亡個体では、34.6%で異常を認めた（図12）。脛骨と腓骨との癒合（図7）は、東中国個体群の人為的死亡で3例（10.7%）認められた。

年齢別評価累積ポイント

加齢による影響を判断するために、それぞれの部位において判定したレベル（0～3）を得点として個体ごとに累積した「骨異常評価ポイント」と、年齢との関係を図13に示した。骨異常評価ポイントは、加齢とともに直線的に増加する傾向が認められた。

骨異常の出現頻度

1か所以上の部位に骨異常（レベル2，3）が検出された個体の割合を表3に示した。

何らかの異常が検出された個体は、人為的死亡では両個体群とも60%を超えており、自然死亡ではすべての個体に何らかの異常があった。

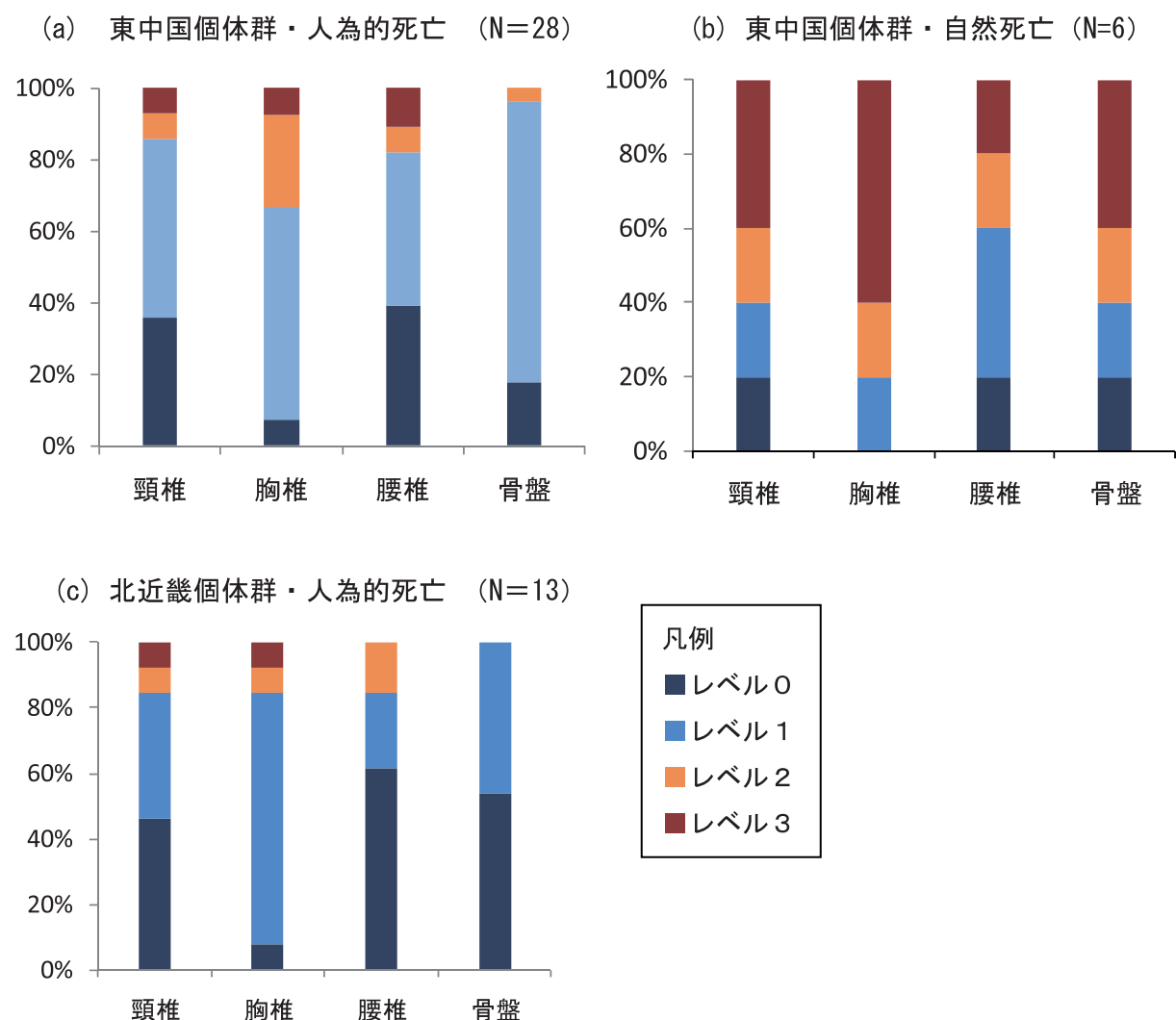


図8 脊椎の3部位と骨盤における過形成の出現頻度。

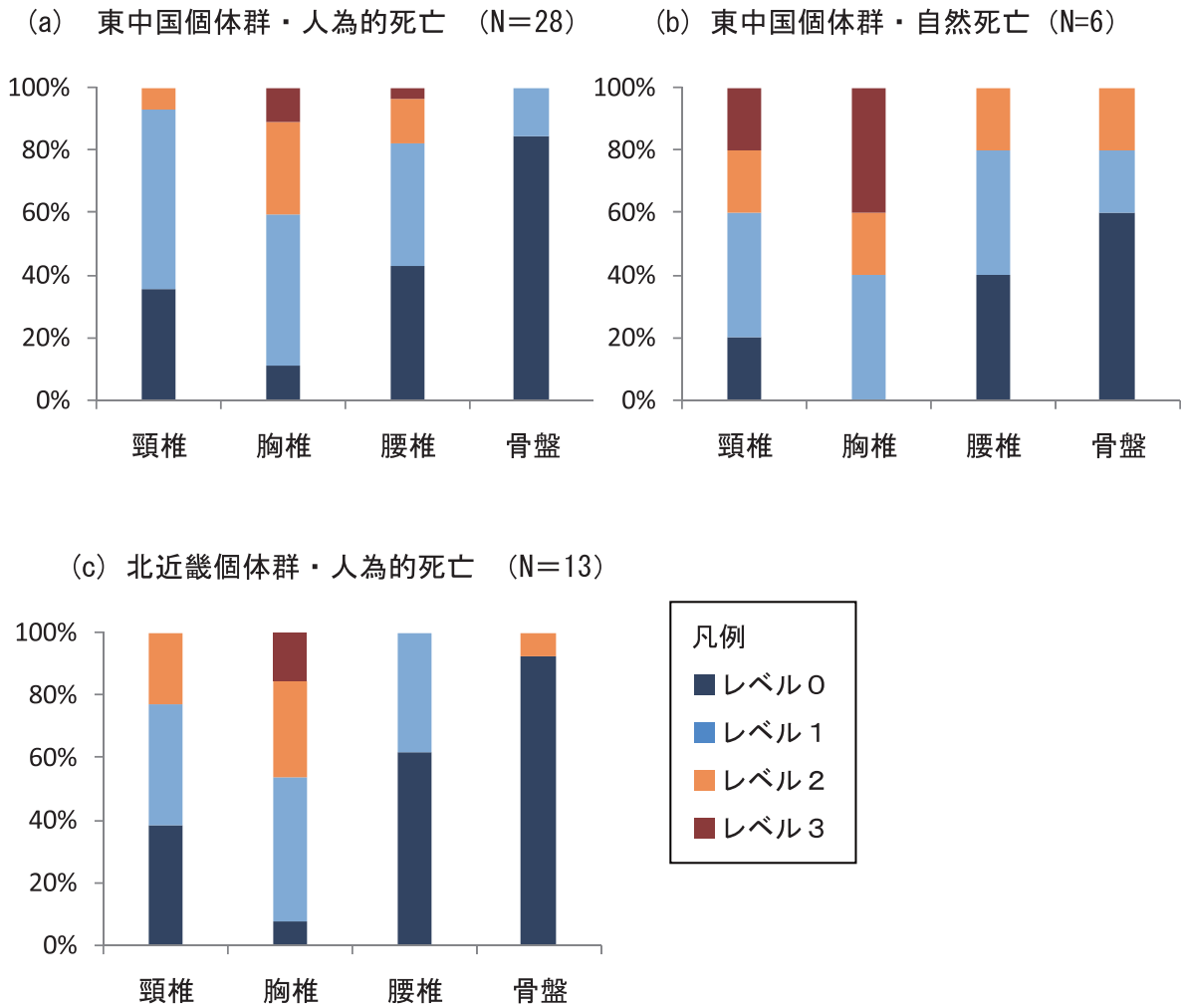


図9 脊椎と骨盤における粗鬆様の出現頻度

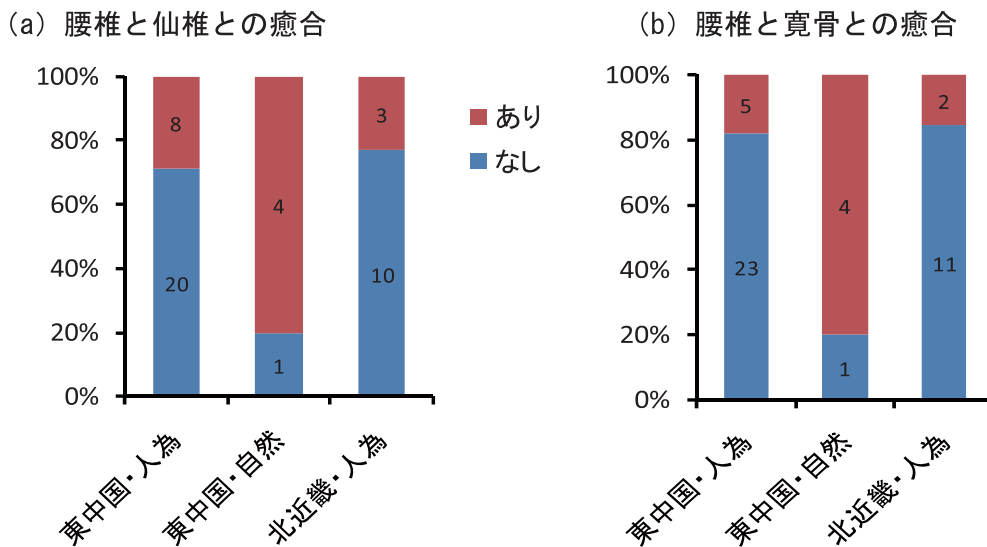


図10 腰椎と仙椎および腰椎と寛骨との癒合出現頻度
 数字は標本数。

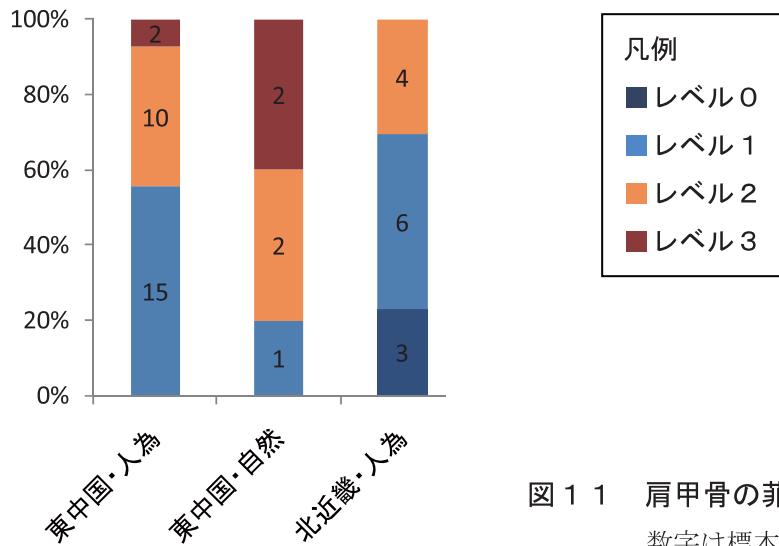
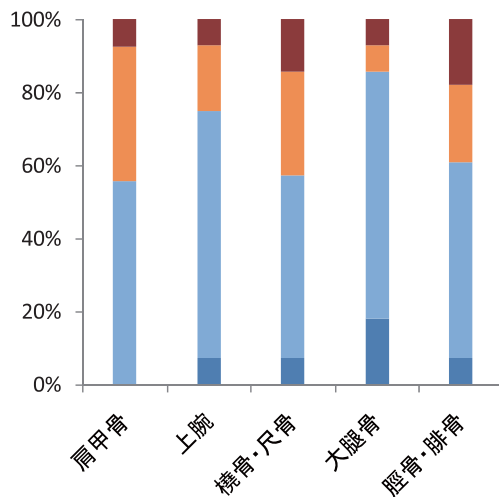
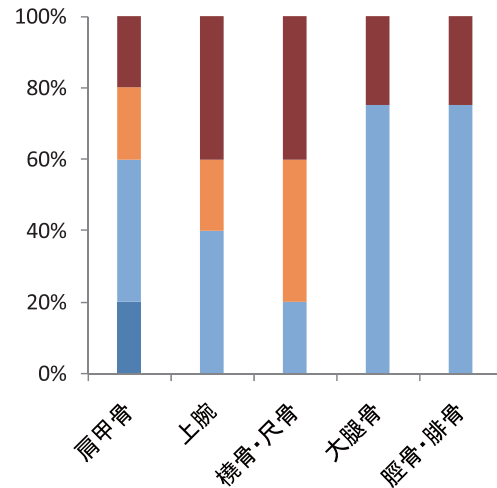


図 1 1 肩甲骨の菲薄化の出現頻度
数字は標本数。

(a) 東中国人為的死亡群 (N=28)



(b) 東中国自然死亡群 (N=6)



(c) 北近畿人為的死亡群 (N=13)

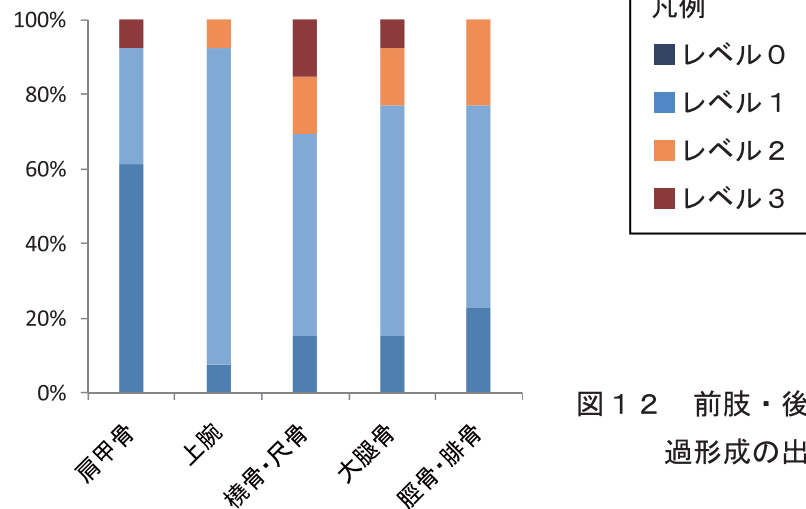


図 1 2 前肢・後肢の長骨における
過形成の出現頻度

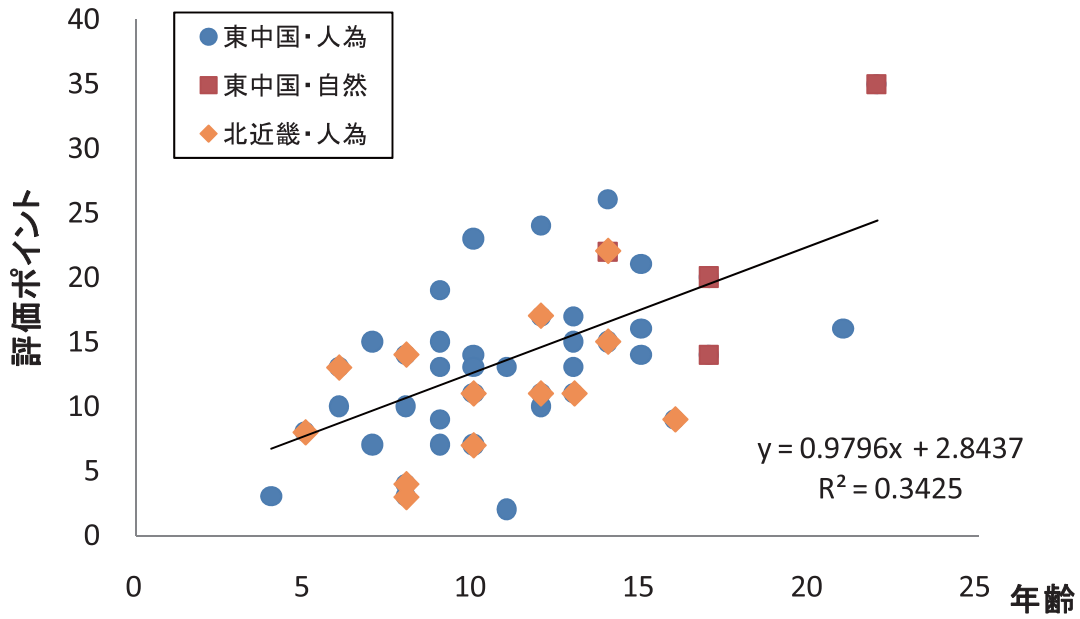


図 1 3 年齢と骨異常評価ポイントの関係

それぞれの部位において判定したレベル (0~3) を得点として、個体ごとに累積したものを、骨異常評価ポイントとした。

表 3 ツキノワグマの骨にレベル 2 以上の骨異常が 1 か所以上認められた個体の割合 (%)

個体群	死亡要因	粗鬆様	過形成	癒合	全症状
		レベル2以上の頻度		有	
東中国	人為	35.7	57.1	35.7	82.1
	自然	66.7	83.3	66.7	100.0
北近畿	人為	46.2	46.2	23.1	69.2



図 1 4 腰椎に見られた奇形 (北近畿)



図 1 5 体幹部全体に影響している過形成

(a) 正常（関節部に間隙がある）



(b) 関節の間隙に発達した過形成



図 1 6 上腕骨と尺骨との関節部。正常標本と過形成が発達している標本

4. 考察

骨異常の出現頻度

過形成や粗鬆様、菲薄化などの骨異常は、東中国個体群で多く検出された。これに比べ、北近畿個体群は比較的正常的な状態にあると考えられる骨が多かった。ただし、北近畿個体群では、これらとは異なる形態の奇形が見られる事例があった（図 1 4）。今回は北近畿個体群の標本数が少なかったため、標本数が増えた段階で再判定が必要である。

両個体群は、隣接してはいるものの円山川を境に相互に遺伝的交流が著しく減少していると判断されており（Saitoh *et al.* 2001; 森光ほか 2011）、今回発見された骨の異常については、遺伝的な要因も疑う必要がある。

本研究では、骨異常の内容と出現頻度について全体像を把握し、個体の生存への影響を検討することを目的としたため、判定は体幹部と長骨のみで行った。これらは、体を支えるという機能をもつ運動負荷のかかる部位である。今回の分析では、胸部や腰部、長骨の関節部で著しい異常を認めており、全身を支える機能に深刻な影響を与えていたと考えられるものも複数認められた（図 1 5）。特に東中国個体群においては、1 か所以上に骨異常が認められた個体が全体の 82% を超えており、骨の異常が個体の生存や行動等にも影響を与えている可能性がある。

一方、今回分析した成獣の平均年齢は、野生個体群としては高く、人為的死亡の平均年齢は約 10 歳であり、自然死亡 6 頭の平均年齢は 15 歳と高齢であった。兵庫県における繁殖年齢の上限は 15 歳前後と推定されるため（中村ほか 2011）、今回の自然死亡は、ほぼ野生下での寿命に達したものであると考えられた。そのため、今回発見されたような骨の異常があれば、死亡年齢が極端に低くなるという可能性は低いと考えられるため、直ちに個体群動態に著しい悪影響を与えているとは判断できない。また、個体数も順調に増加していることから（坂田ほか 2011）、骨異常が個体群の増加に与える影響は少ないと考えられる。加齢により症状が深刻化していることを考えると、保護管理計画による殺処分の回避や環境要因の改善によって、ツキノワグマ個体群の高年齢化が進んだために、これらの症状が顕在化した可能性もある。

ただし、これらを考慮しても、今回発見された個体の骨異常の出現頻度は、人為的死亡、自然死亡ともに高く、症状が深刻なものも複数認められている。一部の個体では、集落周辺で徘徊する等の行動に至ったケースがあるため、被害対策の上でも対応を考えておく必要がある。特に腰椎から骨盤にかけての異常が深刻であった個体は、腰が立たず、前肢のみを使って移動している姿が目撃された後、衰弱状況となっていた。同様の事例は複数あるため、骨異常が深刻化した個体が、集落周辺の徘徊や人家の倉庫侵入などの問題を起こし、人との危険な遭遇を引き起こす可能性もある。そのため、衰弱と骨異常の関係と、その要因を解明し、人の生活圏へ侵入した場合には、回復不可能な状況であるかどうかを適切に判断するなど該当個体に対する処置方法を検討しておく必要がある。

骨異常の要因

今回の報告と類似する骨の異常については、遺跡から出土した食肉類、霊長類の骨（脊椎）で報告がある（Lyman 2008; Nunn *et al.* 2007）。これらの症状については、脊椎関節症として記載されている。Nunn *et al.* (2007) は、出土した骨から 34 種の霊長類と 100 種の食肉類について脊椎関節症を検索しており、霊長類の 5.6%、食肉類の 3.6%の種で認められたと報告している。また、そのうち、大型類人猿の 22%、クマ類の 27%で脊椎関節症を認めており、体重が重い種や運動能力の高い種などで見られたことを報告している。

本研究においても、脊椎や関節部などに著しい過形成があり、脊椎関節症や変形性関節症等が疑われた。たとえば脊椎部では、椎間板が消失し、椎帯が薄くなる、あるいは椎帯同士が密着し、その周辺の脊椎は溶解し、代わりに過形成が形成されているとみられるものが多かった（図 1 5）。関節部については、軟骨が消失し、関節部の間隙を埋めるような形態で骨が造成されている例が多かった（図 1 6）。したがって、何らかの原因で関節部に炎症がおり、軟骨組織の摩耗と増生を繰り返し、溶解された軟骨を補う形で運動負荷の高い脊椎や関節部の変形が起こったと推察される。治療が行われない野生動物であるツキノワグマでは、「炎症－摩耗－増生」の一連の生理的反応が長期間繰り返され、変形が深刻化したと考えられた。しかしながら、なぜ炎症が発生したのか、その炎症がこれほどの過形成を生じるほど活発化したのかなどは、骨標本のみの検索からは判断できない。

今後は、死亡直後の死体標本のレントゲン撮影などによる軟骨の形態の把握、CT による骨密度の測定、骨病変部位の組織学的特徴の検索、内分泌系要因の検索、遺伝的要因の検索、類似する人の遺伝病の症状との比較などを行い、本疾病に関する情報を蓄積することが必要である。

謝辞

本研究を進めるにあたり、山口大学前田健教授、榎塩野義製薬前田朋子博士にご助言をいただきました。また、森林動物研究センター協力研究員の米澤里美さんには、ツキノワグマの骨格図の作成と全身骨格標本撮影のご協力をいただきました。厚く御礼申し上げます。

なお、この研究で利用したデータの一部は、平成 17 年～19 年度科学研究費補助金（若手研究 A17688014）絶滅危惧種ツキノワグマは、なぜ人里へ出没するのか？－生理学的なアプローチからの出没要因の解明－の助成を受けました。

引用文献

- 八谷昇・大泰司紀之 1994 骨格標本作製法. 北海道大学図書刊行会, 129pp.
- 兵庫県 2009 第2期ツキノワグマ保護管理計画. 兵庫県, 30pp.
- 環境省(編) 2002 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生動物—レッドデータブック—I 哺乳類. 自然環境研究センター, 177pp.
- Lyman RL 2008 Spondyloarthropathy in cervical vertebrae of late prehistoric black bear from northwestern Oregon, USA. *Ursus* 19:194-197.
- 牧雅之・増田理子 1994 生物集団の遺伝的多様性の減少. *科学* 64:641-648.
- 森光由樹・中村幸子・横山真弓 2011 兵庫県に生息するツキノワグマの遺伝子解析. 「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.117-124. 兵庫県森林動物研究センター.
- 中村幸子・横山真弓・森光由樹 2011 兵庫県におけるツキノワグマの繁殖状況. 「兵庫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.107-116. 兵庫県森林動物研究センター.
- Nunn CL, Rothschild B, Gittleman JL 2007 Why are some species more commonly afflicted by arthritis than others? A comparative study of spondyloarthropathy in primates and carnivores. *Journal of Evolutionary Biology* 20:460-470.
- Ralls K, Ballou JD, Templeton A 1988 Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-193.
- Saitoh T, Ishibashi Y, Kanamori H, Kitahara E 2001 Genetic status of fragmented populations of the Asian black bear *Ursus thibetanus* in western Japan. *Population Ecology* 43: 221-227.
- 坂田宏志・岸本康誉・関香菜子. 2011. ツキノワグマの生息動向と個体数の推定. 「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.26-38. 兵庫県森林動物研究センター.
- Wildt DE, Bush M., Goodrowe KL, Packer C, Pusey AE, Brown JL, Joslin P, O'Brien SJ 1987 Reproductive and genetic consequences of founding isolated lion populations. *Nature* 329:328-331.
- 横山真弓・坂田宏志・森光由樹・藤木大介・室山泰之 2008 兵庫県におけるツキノワグマの保護管理計画およびモニタリングの現状と課題. *哺乳類科学* 48:65-71.
- 横山真弓 2009 ツキノワグマ—絶滅の危機からの脱却—. 「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編, pp.129-158. PHPサイエンス・ワールド新書.

第 14 章

ツキノワグマ誘引要因としてのカキの木分布様式と 対策手法の検討

鈴木克哉・横山真弓・藤木大介・稲葉一明

要 点

- ・ ツキノワグマを集落に誘引する要因となっているカキの木の集落内の分布様式と対策実施状況を兵庫県内の 3 集落で調査した。
- ・ 集落内と集落から 100m 以内の範囲に、1 集落あたり 55～160 本のカキの木が存在していた。カキの木の密度は、人家が集中している場所で高く、とくに「庭先」や「農地」など人の活動が活発な場所で高かった。また、5m 以上の高木が多いことも明らかになった。
- ・ 1 集落を除いてカキの木の対策実施率は低かった。地域で採用されている対策手法の多くは、幹にトタンを巻く方法だった。また、実施した対策の中には設置が不適切だったり、メンテナンスが不十分なため、ツキノワグマに利用される状態になっている場合もあった。
- ・ カキの木の伐採には危険作業も多く、高齢化した集落では個人で対応するのが難しい状況にある。また所有者不明の果樹も多い。そのため、カキの木の管理を、集落課題として位置付け、集落内で問題を共有化し、組織的に対応する必要がある。

key words: カキの木分布 対策状況 伐採 住民意識 集落ぐるみ

1. はじめに

ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) は、堅果類の凶作年に集落に大量に出没することがあり、目撃件数も多くなることが指摘されている (藤木 2009; 藤木ほか 2011; 稲葉 2011; 横山 2009, 2011; 横山ほか 2011)。また、ツキノワグマを集落側に誘引する要因として、集落にある栄養価の高い果樹や生ゴミなどの人為的食物資源の存在が問題となっている (稲葉 2011; 横山ほか 2011)。なかでもカキの木は、人家の庭先から林縁部にまで集落内外の至る所に点在し、ツキノワグマを集落に誘引する主な食物資源となっている。

かつてカキの実は、地域住民の重要な食物資源として活用されていたが、現在も住民に利用されているものはきわめて少なく、果実が収穫されずに放任されているカキの木は多い。ツキノワグマを集落に引き寄せないためには、これらの利用されていない果樹は伐採し、収穫対象の果樹は適切に防護するなど、集落全体のカキの木を効率的に管理することが必要である。しかし、管理を必要とする対象木が集落に大量に分布しており、また放置されてから

の年月が長期にわたっている場合は巨木化しているなど、カキの木対策を住民が主体的に行うことが困難な状況にある集落が多い。また、対策を実施するために必要な労力や経費、効果的な手法の選択などに関する情報がほとんどないことも、対策が進まない原因として挙げられる。

集落周辺のカキの木管理を推進するには、カキの木の分布や現存量、被害対策の状況、カキの木に対する住民意識や対策に対する意向などの情報が必要となる。さらに、住民が主体的に実施可能な手法を提供し、行政による支援体制を確立する必要がある。そこで本研究では、ツキノワグマの出没がみられる集落におけるカキの木の分布様式と、対策状況を把握した。また、ある集落でモデル的に実施した、集落でのカキの木伐採実施の手続きと住民意識調査の結果から、集落内やその周辺においてカキの木管理を推進するための課題について整理した。

2. 方法

2-1. 集落内カキの木分布調査

兵庫県香美町において、これまでツキノワグマの出没が報告されている3集落（A集落、B集落、C集落）を対象に、集落近辺のカキの木の分布調査を行った。調査は2010年の8月16～18日の3日間行った。国土地理院発行の数値地図25000（地図画像）から、「樹木に囲まれた居住地」を「集落」として抽出し、集落と、その外周100mの範囲に含まれる森林以外の空間を調査対象とした（図1）。調査者がくまなく調査対象地を歩き、目視できるカキの木1本ごとに高さ（5m以上もしくは5m未満）、場所（庭先、農地、放棄地（耕作放棄地）、道路脇、林縁、その他）、対策の有無、対策の種類（伐採・枝払い・トタン巻・電気柵）、対策の有効性（問題あり、なし）を記録した。調査者がカキの木の下まで接近可能な場合はGPS（GarminMap60CSx）を用いて、接近が不可能な場合には目視により、立木地点を地図上にプロットした。カキの木の位置データはArcGIS（Esri社）により空間解析し、「集落内」または「集落外周100m」範囲に属する本数を集計した。

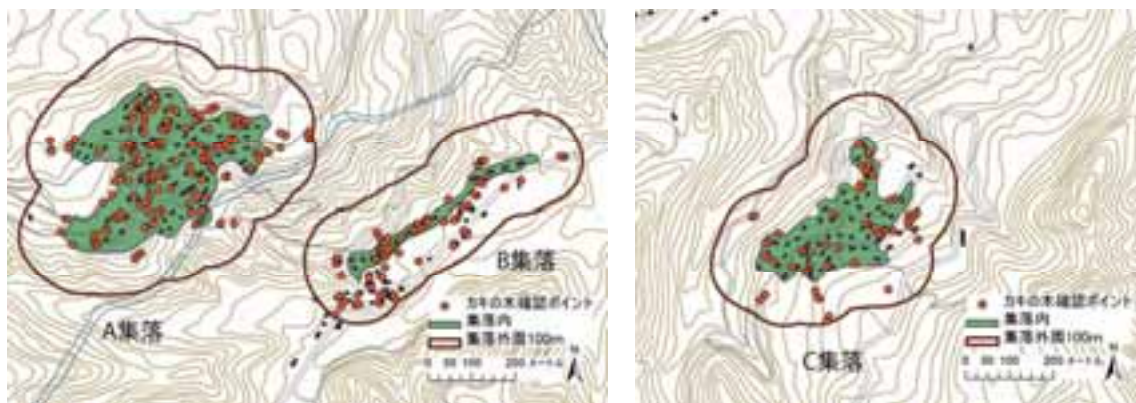


図1 集落内カキの木分布調査の対象集落におけるカキの木の分布

2-2. 集落におけるカキの木伐採のモデル実施の手続き

2008年に、ツキノワグマの出没が多い集落の一つである香美町D集落において、以下の日程でカキの木の伐採に関する合意形成を集落内で行い、伐採を行った。

- 1) 5月7日 集落役員会で、「ツキノワグマに強い集落づくり」のモデル集落としての取り組みについて、森林動物研究センターから打診。まず集落点検として果樹分布調査を実施することで合意。
- 2) 6月10日 集落役員・香美町・森林動物研究センターで、集落内にある果樹の分布調査を実施。集落内部から林縁まで集落内のすべての果樹を点検し、カキの木など合計351本の位置と所有者を把握。
- 3) 7月7日 集落役員会で、集落内果樹分布調査結果を報告。無理なく実施可能な範囲で、カキの木の伐採作業に取り組むことに合意。住民意向調査を行い、伐採可能なカキの木の本数を把握することを決定。
- 4) 7月下旬 ツキノワグマの出没とカキの木に対する住民意識調査を実施（全39戸）。ツキノワグマ出没対策への意向や所有果樹の伐採意向をアンケートにより把握。
- 5) 8月7日 集落役員会で日程調整。8月31日に伐採を実施することで合意。
- 6) 8月22日 カキの木伐採候補地の現地調査を実施。現地でカキの木を検分し、電線や家屋等との接触などの危険を回避する方法等について検討。
- 7) 8月31日 カキの木伐採作業。参加者は集落役員7名、香美町2名、森林動物研究センター4名、ボランティア2名の合計15名で実施。12本のカキの木を伐採。

3. 結果

3-1. 集落内のカキの木分布様式と対策状況

集落内のカキの木の分布様式

図1に対象集落（集落A、集落B、集落C）のカキの木の分布状況を示した。今回の調査で確認されたカキの木の総本数は、A集落で160本（うち「集落内」123本）、B集落で87本（うち「集落内」21本）、C集落で55本（うち「集落内」35本）あった（表1）。集落によって戸数や面積が異なるため、密度に換算した結果、A集落とB集落は、それぞれ5.4本/ha、5.6本/haとほぼ同密度だったのに対し、C集落では2.8本/haと約半分の密度であった（表1）。C集落では、もともとカキの木の密度が低かった可能性もあるが、後述するように、カキの木の伐採がすでに実施されていて、過去に伐採した樹木の切り株を確認できなかったことも考えられる。

集落周辺を含んだカキの木の空間分布をみると、いずれの集落も「集落内」で密度が高く、「集落外周100m」の約3~6倍となっていた（表1、図2）。密度の計算には「集落外周100m」の範囲にある森林の面積も含むため、「集落外周100m」のカキの木の密度は、その範囲に含

まれる森林の面積が多くなるほど過小評価されるが、そのことを考慮しても、集落内のカキの木の現存量は、「集落外周 100m」よりも多いといえる。

カキの木が確認された場所は、全体的には「庭先」(43%)の割合が高く、次に「農地」(28%)が高かった(図3)。集落別にみると、B、C集落ではほとんどが「庭先」または「農地」で確認されているが、A集落では「放棄地」や「林縁」などにも分散していた。また、5m以上と5m未満のカキの木の割合を調べた結果、B集落では78%が5m未満の樹高であったが、A集落とC集落では、それぞれ64%、73%が樹高5m以上の木であり、全体としては、約54%のカキの木が樹高5mを超える大木であることが分かった(図4)。

表1 集落内に現存するカキの木本数と密度

	A集落		B集落		C集落	
	本数	密度(/1ha)	本数	密度(/1ha)	本数	密度(/1ha)
集落内	123	12.0	21	15.3	35	7.2
集落外周100m	37	1.9	66	4.6	20	1.3
合計	160	5.4	87	5.6	55	2.8

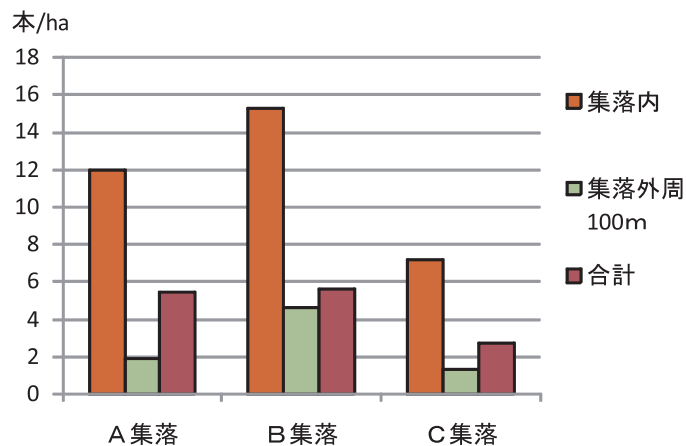


図2 カキの木の木数密度の集落間比較

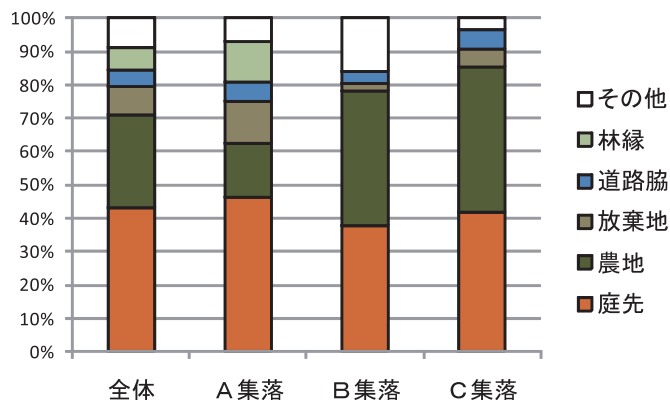


図3 カキの木が確認された場所の割合

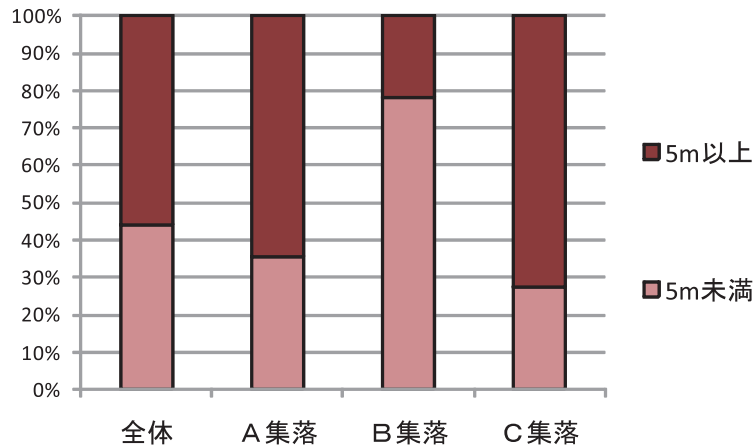


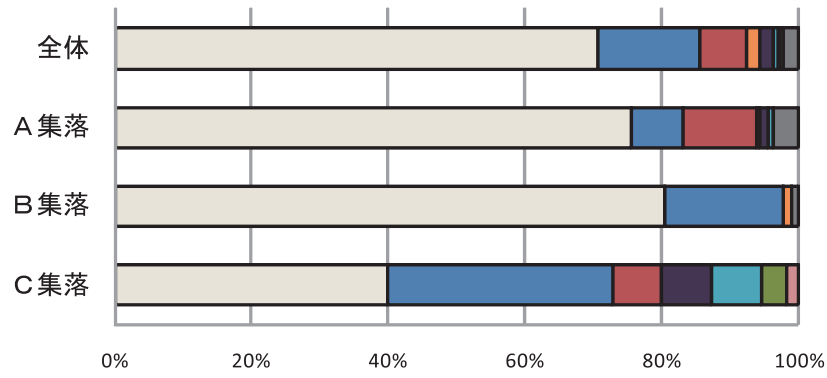
図4 樹高別のカキの本数割合

カキの木に対する対策状況

カキの木に対するさまざまなツキノワグマ対策の方法と、それぞれの方法の実施割合を図5に示した。調べた302本のうち、何らかの対策を実施している木は82本(27%)あった。対策のうち、もっとも多かったのは、ツキノワグマが木に登れないようにトタンを幹に巻く方法(55%)、次に多かったのが樹木を伐採する方法(26%)だった。集落別に対策の実施率をみると、A集落とB集落の対策実施率は20%前後なのに対し、C集落の対策実施率は60%と高く、トタン巻や伐採のほか、電気柵や枝払いといった対策が他集落より高く実施されていた。

カキの木が確認された場所別に対策実施割合を集計すると、農地や庭での対策実施割合が他の場所と比べて高く、放棄地や林縁での実施割合は低いことがわかった(図6)。一方で、対策を実施しているにもかかわらず、ツキノワグマがカキを食べられる状態になっている木は、全体(82本)のうち約40%存在していた。このうち約70%は、枝払いや伐採をした形跡があるが、その後萌芽してカキが結実できる状態になっており、残りの30%はトタン巻きや電気柵を施しているが、設置方法やメンテナンスに問題があり、ツキノワグマに登れる状態にあった。

さらに、集落内および集落外周100m以内のカキの木について、対策を実施している木と実施していない木のそれぞれの密度を集落別に集計すると、集落内で対策を実施したカキの木の密度はC集落でもっとも高く、逆に対策なしの密度はC集落でもっとも低かった(図7)。もともとC集落内のカキの木の密度はA集落やB集落と比べて低いが、対策を実施している本数が多いため、ツキノワグマが利用可能なカキの木は、ほかの集落にくらべてずっと少なかった(図7)。



	C集落	B集落	A集落	全体
□ 対策なし	22	70	121	213
■ トタン巻	18	15	12	45
■ 伐採	4		17	21
■ 枝払い		1	1	6
■ 電気柵	4		2	6
■ 枝払いとトタン巻	4		1	2
■ 伐採とトタン巻	2			1
■ 枝払いとトタン巻と電気柵	1			1
■ 不明		1	6	7

図5 集落別のツキノワグマ対策の実施方法と割合

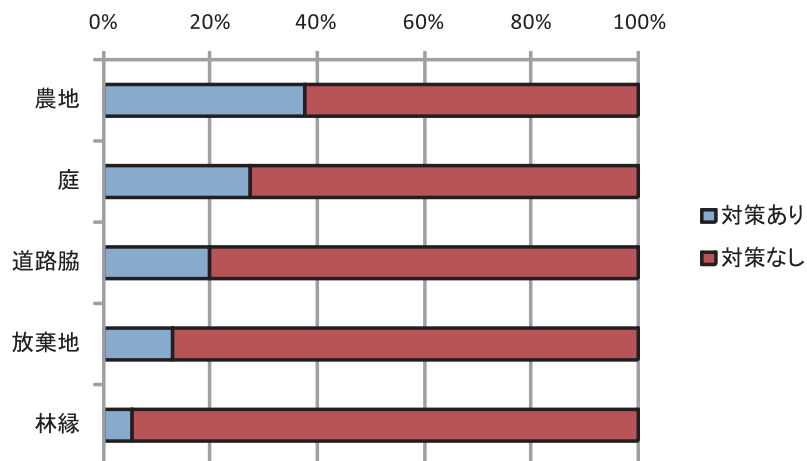


図6 場所別の対策実施割合

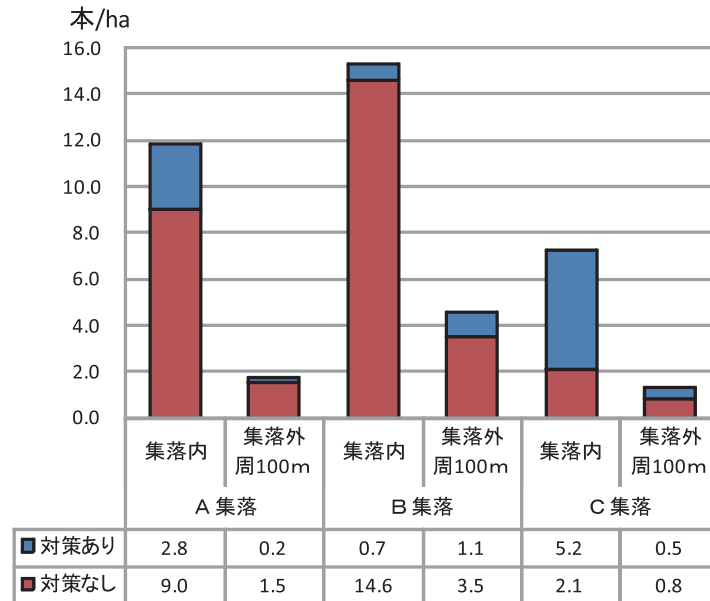


図7 各集落における対策状況別のカキの木の密度 (本/ha)

3-2. カキの木に対する住民意識と伐採実施事例

集落内果樹本数と所有者状況

D集落の集落内部から林縁まで集落内すべての環境をくまなく歩き、視界に入るすべての果樹を記録した結果、合計 351 本の果樹を確認することができた (図8)。そのうち、もっとも多かった果樹はカキで、259 本あった。続いてクリが 44 本、モモ・スモモが 25 本確認された。また聞き取り調査により、それぞれの果樹の所有者について確認したところ、約 75% が集落内居住者の所有物であることが分かった。一方で、集落外居住者が所有者となっている果樹が 17%、所有者不明の果樹が 8%あり、合計 22%の果樹については、伐採について即座に合意形成することが困難な状況にあることが予想された (図9)。

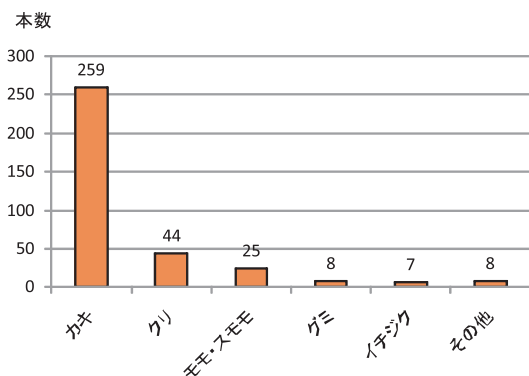


図8 D集落における果樹の本数

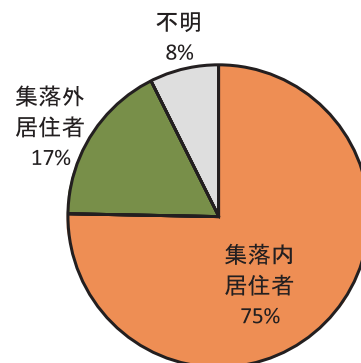


図9 D集落に現存する果樹の所有者状況

住民の被害対策実施状況と意識

集落内に居住する高校生以上の住民全員に対し、ツキノワグマの出没と対策に関する意識調査を行い 56 人から調査票を回収した。集落住民のツキノワグマの目撃経験については、回答者の 52%は実際にツキノワグマを直接目撃した経験がなく、目撃経験のある人でも「まれにみる」(31%)「ときどき見る」(15%) がほとんどで、「たびたび見る」人は全体の 2%であった (図 10)。続いて、ツキノワグマによる被害経験を集計した結果、57%がツキノワグマによる「果樹被害」を受けているが、その他の被害についてはほとんど回答がなかった。

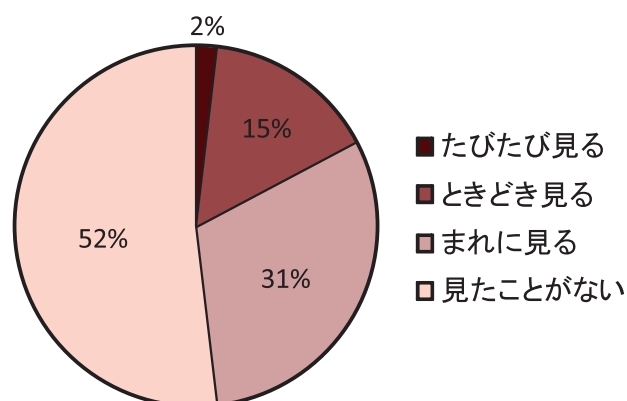


図 10 住民のツキノワグマ目撃経験

ツキノワグマの出没および対策に対する住民意識については、約 70%が「ツキノワグマは恐ろしい」、約 60%が「安心して生活できない」と回答しており (図 11:「そう思う」と「ややそう思う」の合計値、以下同様)、集落近辺にツキノワグマが生息していることに対して、精神的な被害を受けていることが判明した。一方、約半数の人が「集落に出没しなければツキノワグマがいてもいい」と回答していることも分かった。また、被害対策の主体性については、「住民が主体的に対策すべき」と回答した人が約 60%あった。被害対策の知識については、「ツキノワグマや被害対策に対する知識を十分持っている」と回答した人は約 13%と低かった。

住民が実践している被害対策としては、「外出時に音の出るものを携帯する」(約 36%)「朝夕の外出を控える」(約 20%) など、ツキノワグマとの遭遇を避ける対策のほか、「誘引ゴミを放置しない」約 36%、「果樹へのトタン巻きつけ」が約 32%あり、「果実を早めに収穫」している人は約 16%、「電気柵を設置」している人は約 13%、「不要な果樹を伐採」している人は約 4%であった。また、「対策を何もしていない」人も約 23%存在した。

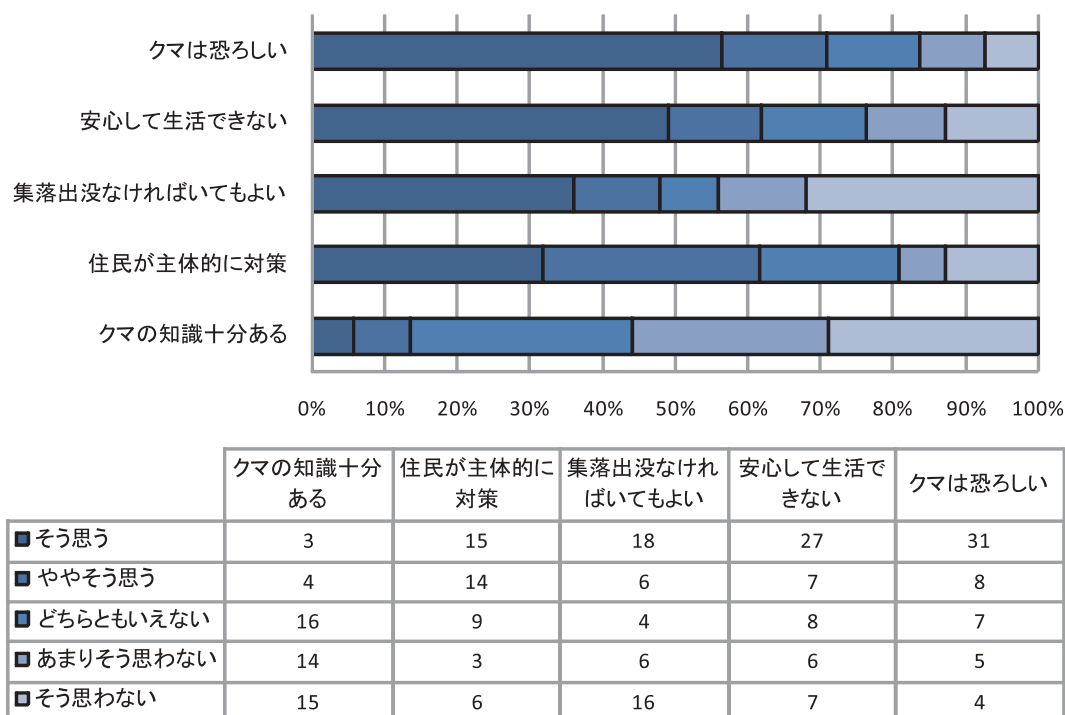


図 11 ツキノワグマの出沒および対策に対する住民意識

各世帯のカキの木対策意向

全 39 世帯に、所有するカキの木をどうしたいかという意向を尋ねる調査票を配布し、29 世帯から回収した（回収率 74%）。各世帯で所有していると報告されたカキの木の本数は合計 124 本であり、現地調査によって明らかになった本数（259 本）の半分以下だった。回答が得られなかった 10 世帯や不在地主が所有者となっている可能性もあるが、各世帯が保有していると意識しているカキの木が過小評価になっている可能性もある。

所有している果樹のうち「ツキノワグマがよく登る木がある」と回答した世帯は 15 世帯あり、約半数を占めた。そのうち「切ってしまうとかまわない木があるか？」という設問に対して、「ある」と回答した世帯は 9 世帯（約 60%）あった。また、被害の有無にかかわらず「切ってしまうとかまわない木がある」世帯は、全体で 14 世帯（約 47%）あり、そのうち「自分で切る」と回答した世帯は 4 世帯（約 29%）、「手伝ってくれれば切る」が 1 世帯（約 7%）、「切ってくれるなら切る」が 9 世帯（約 64%）だった。

一方で、木を「切りたくない」理由を尋ねたところ、「現在も利用しているから」が 14 世帯（約 47%）、「木に思い入れがある」が 2 世帯（約 7%）、「景観を守るため」が 1 世帯（約 3%）あった。集落で取り組むなら対処したいカキの木の本数を聞いたところ、「伐採したい」木が合計 16 本、「実を収穫したい」木が合計 22 本、「トタンを巻きたい」木が合計 30 本あった。

そのほか、果樹伐採に対する課題や要望について、自由回答に記載された意見が 6 件あった。「集落で伐採に取り組むことに対する賛成意見」が 1 件、「部分的な賛成」が 1 件、「伐採に対する躊躇」が 1 件、「果樹を伐採することに対する不安・恐れ」が 1 件「伐採ができない

理由（所有者が他人のため）」が2件あった（表2）。

表2 果樹伐採に対する自由回答意見

賛成	畑のそばにまた近くに栗の木があるのですが(2本)木が大きくなって手に合いません。切って頂けるなら切りたいです。
部分的な賛成	切ってくれるなら切っても良いのはあるが、全部ではない。
躊躇	田舎の生活をしていく上に果樹が一本もないような味気ない生活も楽しみがないと思います。木を切るとしても後の始末が大変なので躊躇する場合があります。孫たちが田舎のおじいさん家に行けばぶどうがあるカキがあるりんごがあるといった楽しい家にしたと思う。
不安	果樹の木をそんなに切ることばかりを考えていたらクマも本当に食べるものが無くなると人を襲うことが多くなるのではないのでしょうか？
不在地主	カキの木等切っても良いと思う木もあるが他人の家の木なので自分では何も言えない。 今留守宅で断りなしに切ることができない。

カキの木伐採のモデル実施

カキの木伐採の意向調査の結果を踏まえ、集落役員会（8月7日）で伐採日の日程調整を行った後、カキの木伐採候補地の現地調査を行った（8月22日）。候補地は、ツキノワグマの出没が多く、住民からも伐採要望のある場所を選定した。現地でカキの木を検分し、電線や家屋等との接触などの危険を回避する方法等について検討した。伐採作業は8月31日に、集落役員7名、香美町職員2名、森林動物研究センター職員4名、ボランティア2名の計15名で実施した（図12）。作業は、伐採作業班、伐採木搬出のための玉切り班、搬出班に役割分担して行った。森林組合作業班に所属する集落役員が、チェーンソーによる伐採を担当し、2、3名が枝や幹を安全な方向に倒すようロープで補助作業にあたった。倒された樹木は運びやすいようさらに切り分けされ、搬出班がトラックに積荷し、地区の共有林に運搬した。伐採箇所は狭い場所が多く、作業が同時進行にならないよう配慮し、伐採班の作業終了後に玉切り班の作業、その後に搬出班が運搬する手順とした。伐採作業中については伐採班以外立ち寄らず、また全員が常に退避場所を確認するなど安全面の確保には最大限注意した。

当初の伐採予定は10本だったが、1本は所有者の意向で伐採を中止した。一方、当日見学に来た住民から隣接農地の2本のカキについて追加伐採の希望があり、また川辺のカキの木1本（所有者不明）についても伐採対象としたため、最終的な伐採本数は、合計12本となった。作業は午前9時に開始、12時15分に終了し、作業時間は3時間15分であった。



図 12 カキの木の伐採作業の様子

4. 考察

集落内のカキの木の分布と状態について

A、B、Cの各集落でのカキの木分布調査の結果、人家が集中する集落とその周囲 100m の距離範囲だけで、一集落あたり 55～160 本ものカキの木が存在していることが判明した(表 1)。また、D集落で、集落内部から林縁部までに生えているカキの木をすべて数えた結果、259 本ものカキの木が確認された(図 8)。カキの木 1 樹あたりの収量は 4、5 年目で 5～6kg、10 年目では 40kg 程度に達し、その後も樹齢に伴って収量が増加するなど、結実量も非常に多い(福井 1998)。このような良質の食物資源が高密度で存在する集落は、森林内には存在しない特殊な採食場所としてツキノワグマに学習される可能性が高い。また、分布調査の結果、集落の周辺部より集落内のほうがカキの木の密度が高いこと(図 2)、庭先や農地など人の活動が活発な場所に多く生えていることも判明した(図 3)。これらの庭先の果樹がツキノワグマを誘引する要因となった場合、地域住民がツキノワグマと遭遇する危険性が高くなることが予想されるため、人身事故を回避するためには、適切な対策を実施することが必要となる。

一方、カキの木についてなんらかのツキノワグマ対策を実施している割合は、1 集落(C 集落)では 60%と高かったが、そのほかの 2 集落では約 20%しかなかった(図 5)。また、実施されている対策のうち、約 40%は設置やメンテナンスが不十分なため、ツキノワグマに利用される状態になっていた。伐採や剪定などの対策を実施しているカキの木も確認できたが、5m 以上の高木となっているものが過半数を超えており(図 4)、果実の収穫や剪定作業

が難しい状態にあって、現状のままでは適切な管理が困難な場合が多いことが明らかとなった。

集落の課題としてのカキの木管理の位置づけ

集落内にあるカキの木の多くは、いまは人が利用しなくなり、放任されている。カキ本来の自然樹形は高木性で、的確な整枝を行わないと樹勢が強くなり、樹高も高くなりやすく、収穫や摘蕾・摘果などの作業が困難になる。したがって、カキ栽培において労働生産性を高めるためには、積極的な整枝や剪定が必要である（福井 1998）。また、品種によって異なるが、多くは30年から50年程度までが収穫に適する樹齢だと言われている。それ以上に巨木化すると、内部腐朽による倒木の恐れなど安全管理上の問題も懸念される。中山間地域では人口減少や高齢化が進行しているため、理想的には、集落で必要な量を栽培し、利用しない果樹については伐採するか、早めに果実を収穫できるよう剪定を行うなど、現状のカキの木を管理可能な状態に転換することが必要である。

しかし、伐採作業は専門的な知識や技術が必要で、危険を伴う作業でもあるため、所有者が個人で実施できるケースはむしろ少ない。また、放任果樹は、ツキノワグマに採食されても「被害」と感じられないこともあるため、所有者は、果実を守ることを目的とした対策を実施しないことも多い。所有者が集落外居住者である場合や所有者が不明となっている場合も少なくなく、ツキノワグマを誘引しているという問題が認識されている場合でも、伐採に向けて所有者の合意を取りづらい状況もある。

カキの木を中心とした放任果樹の放置は、ツキノワグマによる被害を防止する観点からだけでなく、集落の安全確保のうえでも問題が多いため、早期に対処することが望ましい。しかし、この問題は、高度経済成長後の人間側の生活様式の変化など多くの社会的背景を抱えており、個々の住民が対応できる状況を超えている。これらの課題を解決するためには、放任果樹の問題を集落全体の課題として位置付け、集落ぐるみの取り組みでカキの木を管理する必要性について共通認識を持ち、体制整備などを行政とともに構築することが求められている。

集落ぐるみのカキの木管理の推進にむけて

カキの木管理を集落課題として位置付けるためには、第一に放任果樹による問題点を集落全体と行政の間で共有することが必要である。今回のD集落の事例からもわかるように、住民のカキの木所有数に対する見積りは、過小評価されている可能性がある。集落内には、住民の予測を超える多くの放任果樹があり、ツキノワグマをはじめ野生動物の誘引要因となっていること、これらを放置することによって人身被害のリスクが高まること、またツキノワグマ対策の側面からだけでなく、大木となったカキについては収穫や剪定作業が困難であること、倒木による事故の危険性も増すことなど、生産性や安全管理の面からも適切な情報を住民に伝達する必要がある。

実際に管理をはじめるときは、集落全体で所有者の意向を把握し、集落として残存させたい必要量を検討することが重要である。不要な果樹については、伐採することが鳥獣害管理にとってもっとも有効な手段である。ツキノワグマの出没状況などにより、伐採対象となる果樹に優先順位をつけて作業量を見積り、専門技術を要する作業と、住民やボランティアが

できる作業を役割分担するなど、安全性を十分確保した伐採計画をつくる必要がある。伐採作業については専門的な知識や技術が必要であり、とりわけ高木を処理する際は危険な作業も含まれるため、専門作業員を含んだ数人のチームで実施する必要がある。伐採木を小さく分断したり、幹や小枝を運搬することにも労力を要するが、これらについては専門的な技術がなくても実施できる作業であり、集落の互助的活動として、あるいは条件を整えばボランティアの協力を得て実施することも可能である。

意向調査からも明らかになったように、住民のカキの木に対する意向は、自ら管理できないために伐採を望むものから、景観や木に対する思い入れを優先して残存させたいものまでさまざまである。残存させたい果樹に対しては、必要量を確実に収穫するために、低樹高化させることが推奨されている（井上 2002）。剪定作業については、専門的知識や安全面に対する注意が必要であるため、農業改良普及センター等の指導を受けて実施することが望ましい。また、古い果樹からの改植も有効な手段の一つである。カキの木の若木と成木を比較した場合、1 樹あたりの収量では成木の方が多量のものの、果実の肥大は若木にくらべて劣っており、果実生産力が低下する傾向にある（福井 1998）。したがって、品質のよい果実を必要量収穫するために、古い果樹から改植して低樹高化を図れば、鳥獣害対策だけでなく、生産性の向上にもつながることが期待できる。

残存させる果樹については、ツキノワグマに利用されないために適切な対策を実施することが重要である。現状では、トタン巻など対策を実施していても、設置方法やメンテナンスが不十分な場合も散見される。住民がツキノワグマに対する知識をほとんど保有していない（図 11）ことから、ツキノワグマの生態・行動および適切な対策方法に関する学習会を実施し、対策レベルを向上させる必要がある。住民の対策に対する主体性は決して低くない（図 11）ため、今後は、経済的にも心理的にも負担の少ない対策手法を検討し、カキの木管理における選択肢を増やしていくことや、住民主体の対策に対する支援体制を充実させることが求められる。

集落のカキの木管理を推進するには、対策の効果を実証することも必要である。今回の調査対象である C 集落は、山間部に囲まれた場所に位置している。2000 年前後にツキノワグマの出没が多かったが、その後ツキノワグマが執着するカキの木を伐採するなど、7 年ほどかけて少しずつ対策を進めてきた経緯がある。そこで、大量出没年となった 2010 年の集落内でのツキノワグマ目撃・痕跡情報を集計してみると、A 集落内は 12 件、B 集落内は 6 件であったのに対し、C 集落内は 2 件と他集落より著しく少なかった。A 集落・B 集落と C 集落は直線距離にして 8.5km 離れているため、単純に比較することはできないが、C 集落の周辺の他集落においても、2010 年は目撃・痕跡情報が多く、多くの有害捕獲が実施された。そのほか、山間部で学術研究捕獲され、GPS 首輪による追跡調査を行った 2 頭の成獣メスは、C 集落周辺の山林を利用していたことは確認されたが、集落内へは進入していないことが明らかになっている（横山ほか 2011）。これらのことから、C 集落では、カキの木対策の効果が表れている可能性が高いと推察できる。集落にツキノワグマを侵入させず、適切な共存を図るためには、今後も効率的なカキの木管理の手法開発を行い、効果測定と合わせて、情報公開を行いながらカキの木管理の必要性への理解を深めていくことが重要である。

謝辞

集落内に現存するカキの木の問題ならびに伐採や剪定方法に関して、豊岡農業改良普及センターに助言を頂いた。そのほか、集落での伐採作業にご協力いただいた地区の皆さま、ボランティアの皆さまにも記して御礼申し上げます。

引用文献

- 藤木大介 2009 森林から野生動物との共存を考える。「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編, pp.236-252. PHPサイエンス・ワールド新書.
- 藤木大介・横山真弓・坂田宏志 2011 兵庫県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域変異とブナ科堅果の豊凶の影響。「兵庫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.50-58. 兵庫県森林動物研究センター.
- 福井博一 1998 樹体の形態と生理。「農業技術大系 果樹編 第4巻 カキ・ビワ・オウトウ」, 農文協編, pp.19-39. 農山漁村文化協会.
- 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.1-17. 兵庫県森林動物研究センター.
- 井上雅央 2002 山の畑をサルから守る・おもしろ生態とかしこい防ぎ方. 農山漁村文化協会, 117pp.
- 横山真弓 2009 ツキノワグマ―絶滅の危機からの脱却―。「動物たちの反乱」, 河合雅雄・林良博編, pp.129-158. PHPサイエンス・ワールド新書.
- 横山真弓 2011 ツキノワグマの保護管理―ツキノワグマをめぐる社会的課題とその対策。「日本のクマ: ヒグマとツキノワグマの生物学」, 坪田敏男・山崎晃司編, pp.333-360. 東京大学出版会.
- 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.59-70. 兵庫県森林動物研究センター.

お わ り に

兵庫県では、2003年に「ツキノワグマ保護管理計画」が施行され、計画的で科学的な管理施策がスタートしました。しかしながら、計画開始時には、十分な科学的データが得られていたわけではありません。繁殖が適切に行われているのか、なぜ出没する時があるのか、当時は判断材料のないことが山積していました。そのため、現場であらゆる情報を収集しながら試行錯誤からのスタートとなりました。

この間、現場では様々な困難や課題に直面し、ツキノワグマとの共存の難しさを感じるようになりました。特に隔年に起こる大量出没に地元住民、地元行政をはじめ多くの人々が悩まされてきたのも事実です。これらの困難に直面しながらも、場当たりの感情的な議論から脱却すべく、粛々と情報を蓄積することに多くの方々のご協力してくださいました。

そして少ない情報ながらも、保護管理計画がスタートしてから毎年可能な限り、蓄積された情報を広く公開し、現状をご理解いただくための様々な取り組みを行ってきました。最初は、10にも満たなかったデータも毎年の積み重ねにより、この7年間で数百から数千にもものぼる膨大な情報量を蓄積することができました。これにより、つかみどころのなかったツキノワグマの生息実態の多くが解明され、計画の改定時には活用されてきました。また、現場での判断にも一部反映されてきました。そして、7年間の集大成として、蓄積された情報を多角的に分析した結果について、このモノグラフにまとめることができました。どこの地域でも分析されてこなかった分析が、可能となった内容も多く含まれています。何よりも兵庫県に生息するツキノワグマの現状を多くの方々にご理解いただき、今後の管理方針に役立てていくことを目的に編集いたしました。野生動物との共存は、飛躍的に進めることはできませんが、できることから積み重ねていくことにより、さまざまな角度からの解析が可能になることを実感していただけただけなら幸いです。

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、兵庫県のツキノワグマ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 3号
兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題

2011年3月31日 印刷

2011年3月31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 アイシー印刷株式会社

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 3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.3

Current status and issues of conservation and management of black bear in Hyogo