ツキノワグマの生息動向と個体数の推定

誌名	兵庫ワイルドライフモノグラフ
ISSN	18838219
著者名	坂田,宏志 岸本,康誉 関,香奈子
発行元	兵庫県森林動物研究センター
巻/号	3号
巻号補足	
掲載ページ	p. 26-38
発行年月	2011年3月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council Secretariat

AgriKnowledge

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　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　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

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

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　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) ×exp(psr×nut[i])

とする。psp、psr ともに事前の情報は十分にないため、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×exp(pcr×nut[i])));

とする。pcp、pcr ともに事前の情報は十分にないため、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(sightv)、－log(CTv)、－log(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]-Kill[i]) ×(1+ir[i])

Nm[i+1] = (Nm[i]+ Rm[i]- Killm[i]) ×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(lnN1994)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

$\log(Sight[i]) = \log(ps[i] \times N[i]) + e_sight[i]$

２．捕獲件数に関する観測モデル

$\log(CT[i]) = \log(ps[i] \times N[i]) + e_CT[i]$

３．標識個体の捕獲割合に関する観測モデル

$\log((Cm[i]+0.1)/(Cn[i]+0.1)) = \log((Nm[i]+0.1)/(N[i] - Nm[i]+0.1)) + e_mk[i]$

e_sight[i]、e_CT[i]、e_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

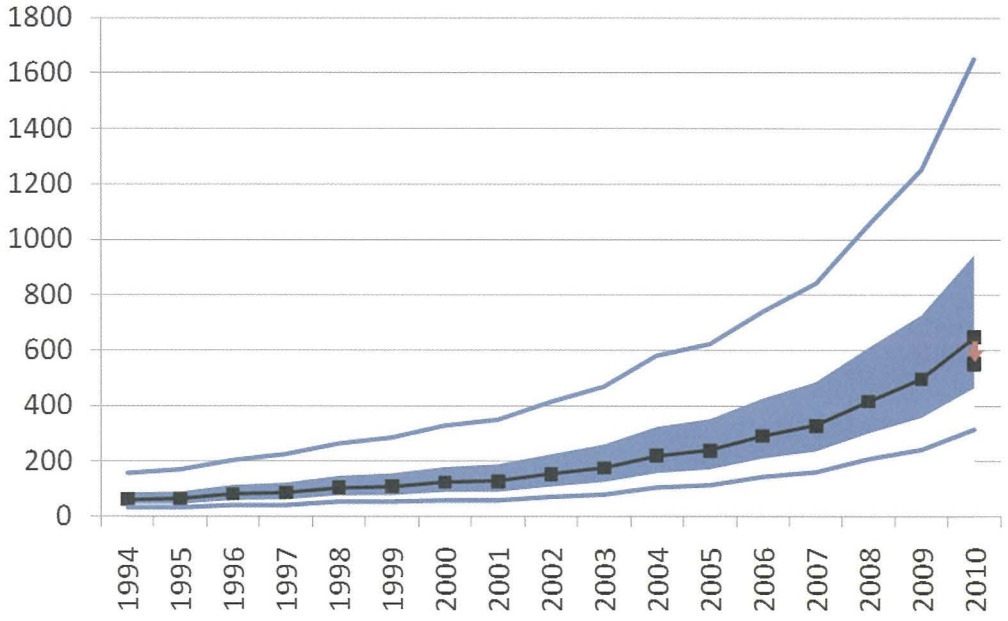

図１　兵庫県のツキノワグマの推定生息個体数の動向

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（斎田ほか 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の際には、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.