

福井県におけるツキノワグマの 生息個体数の推定* - 1991～1995年度 -

大迫義人¹

はじめに

ツキノワグマ *Ursus thibetanus* は、日本では本州、四国の冷温帯落葉広葉樹林を中心に生息し(阿部 1994)、それらの減少とともに全国的に絶滅が危惧されている(羽澄 1985, 宮尾 1989)。中でも福井県、京都府、滋賀県、兵庫県にまたがる近畿北部ユニットの個体群は、生息状況の悪化が示唆されており(久米 1994)、その保護・管理が急がれる。そのためには、地域個体群の生息分布、生息環境、行動圏、生息密度や個体群動態などの基礎資料が必要である(Bailey 1984)。

近畿北部ユニットに含まれる福井県では、本種の出現状況(大迫 1995a)、行動圏とその利用(大迫 1995b, 1996a)、捕獲個体数(大迫 1996b)および生息環境と分布(大迫・多田 1977)について整理・分析してきた。今回は、それらの資料をもとに本県における生息個体数を推定してみた。

なお、この研究は、福井県大型野生動物生息動態調査事業のひとつとして行なった。

資料と推定方法

生息個体数を推定するための資料のひとつとして、1994年と1995年に行なわれた、福井県でのラジオテレメトリーによる追跡のための捕獲と観察の結果(大迫 1995b, 1996a)を用いた。この2年間で、計10頭が捕獲または観察され、それらは成獣オス3頭、成獣メス2頭および幼獣を含む亜成獣5頭であった。つまり、成獣の割合は50%、このうち成獣メスの割合は40%(全個体数の20%)となり、これらを本県における生息個体群の成幼比および成獣の性比と仮定した。また、分布およびその可能性のある範囲については、大迫・多田(1997)の結果を用いた。

別の資料として、1991～1995年度の本県における狩猟、有害駆除個体数について、環境庁自然保護局(1993, 1994, 1995)および福井県県民生活部自然保護課の未発表資料を用いた。その中で、成幼および性の明らかな個体は計52頭で、成獣が35頭、このうちメスが11頭であった(未発表)。つまり、成獣の割合は67.3%、成獣メスの割合は21.2%となり、これらを本県における捕獲個体数の成幼比および成獣メスの割合とした。なお、狩猟個体

* 福井県自然保護センター研究業績 第48号

1. 福井県自然保護センター。〒912-01 福井県大野市南六呂師169-11-2

数と有害駆除個体数の合計を捕獲個体数とした。

推定する方法として、伊藤・村井（1977）が紹介してあるChapmanの修正式、森下・水野（1970）および朝日（1980）の方法を用いた。

結 果

伊藤・村井（1977）による推定

1. 個体群は閉鎖的である。
2. 第1のサンプルで全動物はおなじ確率で捕えられる。
3. 標識されることは動物の捕獲に影響しない。
4. 第2のサンプルは単純なランダム・サンプルである。
5. 2回のサンプリングのあいだで標識を失うことはない。
6. 標識に見落としはない。

と仮定し、第1のサンプルで n_1 の個体を捕獲・標識後、放野し、第2のサンプルで捕獲された n_2 のうち m_2 の個体が標識されていると、小サンプルの場合、生息個体数(N^*)は、

$$N^* = (n_1 + 1)(n_2 + 1) / (m_2 + 1) - 1$$

と推定される（伊藤・村井 1977）。

福井県大型野生動物生息動態調査事業において、捕獲の試みの行なわれた範囲は、嶺北地方（河野村 - 今庄町以北）の大野市で約28.5km²、嶺南地方（敦賀市以南）の名田庄村で約33.3km²の面積であり、その範囲で、1994年度に、幼獣を含みそれぞれ3頭、1頭が捕獲され標識・放野されている（大迫 1995b, 1996a）。発信器による追跡調査から、標識個体は、これらの範囲にほぼ留まっていたので、個体群はほとんど閉鎖的であると仮定できる。そして、1995年度に、それぞれの地域で、狩猟による情報も含め、それぞれ3頭、2頭が捕獲され、このうち標識個体は各1頭である（未発表）。そこで、嶺北地方、嶺南地方の調査地内の推定生息個体数をそれぞれ N_n^* 、 N_s^* 頭とすると、上記式より $N_n^* = 7$ 、 $N_s^* = 2$ となり、嶺北地方、嶺南地方では、それぞれ0.25頭 / km²、0.06頭 / km²の生息密度となった。本種の生息環境または生息可能の面積が、嶺北地方と嶺南地方でそれぞれ2,109.78 km²、692.60 km²であることより（大迫・多田 1997）、1994年度には、それぞれで527頭（92.6%）、42頭（7.4%）の計569頭が本県に生息していたと推定された。

また、狩猟個体数(H_t)は、その地方の狩猟者数や狩猟頻度などの狩猟圧が一定(h)であると、生息個体数(N_t)に比例すると考えられるので、

$$H_t = h \cdot N_t, \text{ または } N_t = 1/h \cdot H_t$$

となり、 $N_{1994} = 569$ 、 $H_{1994} = 38$ より、 $h = 0.07$ 、 $N_t = 14.97 \cdot H_t$ となった。これを用いて本県における1991～1995年度の生息個体数を推定すると平均 919 ± 408 (SD)頭となった（表1）。

森下・水野（1970）による推定

1. 本種のメスの初産は満3年を経て行なわれ、それ以後3年間隔で平均性比1:1の2頭を出産する。
2. メスの年生存率と狩猟を含めた年死亡率は年齢によって変化しない。

表1. 福井県における1991～1995年度のツキノワグマの狩猟・捕獲個体数とそれより推定された生息個体数.

Table 1. Numbers of hunted and captured mammals, and estimated population size of Japanese Black Bears, from fiscal 1991 to 1995 in Fukui.

年度 fiscal year	狩猟個体数 Number of hunted mammals	捕獲個体数 Number of captured mammals	推定生息個体数 Estimated population size			
			方法1 ^{a)}	方法2 ^{b)}	方法3 ^{c)}	方法4 ^{d)}
1991	98	128	1,467	836	844	909
1992	42	67	629	438	442	476
1993	46	70	689	457	461	497
1994	38	56	569	366	369	398
1995	83	99	1,243	647	652	703
m+sd	61+27	84+29	919+408	549+191	554+193	596+208

a) Chapmanの修正式(伊藤・村井 1977)による推定.

b) 森下・水野(1970)による推定.

c) 朝日(1980)による推定.

d) 朝日(1980)の一部の仮定を基に推定.

1. 個体群の密度は平衡状態に達しており, 自然死亡率を無視できるなら, 繁殖個体に新加入するメス個体数は捕獲個体数とつりあう.

と仮定する(森下・水野 1970).

成獣メスの年死亡率を $1-x$ とおけば年生存率は x である. メスは, 3年で成熟し3年間隔で平均性比1:1の2頭を出産するから, 毎年新しく生まれてくる幼獣メスの個体数(A_f)は, 毎年新しく成獣となるメス個体数(A_F)によって,

$$A_f = A_F + A_F x^3 + A_F x^6 + A_F x^9 + \dots, \quad (x < 1)$$

$$= A_F / (1 - x^3) \quad (1)$$

と表せる. 一方, 幼獣の年死亡率も成獣のそれと同じであるから,

$$A_F = A_f \cdot x^3 \quad (2)$$

となり, (1), (2)より, $x^3 = 0.5$, $x = 0.794$ となる.

また, 近似的に成獣メスの個体数(N_F)は,

$$N_F = A_f + A_f x + A_f x^2 + A_f x^3 + \dots$$

$$= A_f / (1 - x)$$

と表せるから, $N_F = A_f / 0.206$ となる. もし, 成獣の自然死亡率を無視できるなら, 平衡状態での新加入成獣メス個体数(A_F)は, 成獣メス捕獲個体数とつりあう. さらに, 生息個体数と死亡率は雌雄で同じと仮定すると, 同様に, 成獣生息個体数(N)は, 新加入成獣個体数とつりあう成獣捕獲個体数(A)を用い, $N = A / 0.206$ と表せる.

ここで, 福井県における成獣捕獲個体数は, 全捕獲個体数の67.3%を占めるから, 1991～1995年度の成獣生息個体数(N)は, 平均274+96(SD)頭となった.

一方, 幼獣生息個体数(N')は,

$$N' = A \cdot (1 + x + x^2) / (1 - x^3) = A / (1 - x) = N$$

となり, 成獣のそれと同じになる. つまり, 本県における全生息個体数は, 平均549+191

頭と推定された(表1)。

朝日(1980)による推定

1. 地域内の死亡個体数がわかっていて、それがほぼ安定している場合は、年増加個体数と釣り合っている。
2. 年死亡率が一定で、各年齢段階の個体数が年比級数的に減少する。
3. 雌雄の性比は1:1である。

と仮定すると、生息個体数(N)は、

$$N = [2/b + (1 - s^m) / (1 - s)] / s \cdot N_D$$

b:メス1頭あたりの年産子数

s:年生存率,

m:初産年齢

N_D :年死亡個体数

と推定される(朝日 1980)。ここで、死亡の原因がすべて捕獲によるものとし、 $b=0.7$ 、 $m=3$ (岩手県環境保健部自然保護課 1991)を用いると、

$$N = 6.59 \cdot N_D$$

となり、1991~1995年度の生息個体数は、平均 554 ± 193 (SD)頭と推定された(表1)。

もしくは、仮定1から、

$$N_D = b \cdot F_{ad}$$

F_{ad} :成獣メスの個体数

となり、福井県における成獣メスの全生息個体数に対する割合は20%だから、

$$F_{ad} = 1/5 \cdot N$$

N:生息個体数

よって、

$$N_D = b \cdot 1/5 \cdot N$$

$$N = 5/b \cdot N_D$$

と推定される。死亡の原因がすべて捕獲によるものとし、 $b=0.7$ (岩手県環境保健部自然保護課 1991)を用いると、

$$N = 7.14 \cdot N_D$$

となり、1991~1995年度の生息個体数は、平均 596 ± 208 (SD)頭と推定された(表1)。

考察と結論

捕獲調査地の生息密度と福井県における生息可能範囲の面積から推定された、1991~1995年度のツキノワグマの生息個体数は、平均 919 ± 408 (SD)頭であった。この方法では、サンプル数が少ないため大きな片寄りが存在すると予想され、また、本県における生息密度の平均が 0.33 頭/ km^2 となり、個体数の大きな減少の見られない他県、たとえば岩手県の 0.08 頭/ km^2 (岩手県環境保健部自然保護課 1991)、秋田県の 0.15 頭/ km^2 (秋田県林務部1983)、新潟県の 0.13 頭/ km^2 (新潟県野生動物生態研究会 1987)、富山県の $0.13 \sim 0.18$ 頭/ km^2 (富山県農地林務部自然保護課 1990)より大きかった。つまり、推定値は過大

評価されている可能性が高い。ただし、本県の嶺北地方、嶺南地方の生息密度の違いは、実態を反映していると考えられる。

一方、捕獲によって個体群の密度が平衡状態であるとして推定された、1991～1995年度の平均生息個体数は、森下・水野（1970）による方法で 549 ± 191 (SD)頭、朝日（1980）による方法で 554 ± 193 (SD)頭、または 596 ± 208 (SD)頭であった。森下・水野（1970）による推定方法では、死亡率が過大であり（岩手県環境保健部自然保護課 1991）、朝日（1980）による推定方法では、年齢別の死亡率の違いが考慮されていないなどの欠点がある。しかし、少なくとも本県の生息個体群の性別や成幼別の割合を考慮した推定値である 596 ± 208 (SD)頭が、最も妥当であると考えられる。

自然災害などのカストロフや狩猟・駆除などのない場合の、本種の人口学的存続可能最小個体群サイズは、孤立個体群で100頭であると推定されている（三浦・堀野 1996）。本県の嶺北地方の個体群は、孤立してはいないし、かつ100頭以上の個体群が維持されているので絶滅の可能性は低い。しかし、嶺南地方の個体群を含む近畿北部ユニットの個体数は、このレベルを下回っている可能性がある。早急に京都府と滋賀県の生息個体数を算出し、判断する必要がある。

謝 辞

福井県県民生活部自然保護課には、狩猟・有害駆除個体数の未発表資料の使用を許可していただいた。また、新潟県環境生活部環境企画課には、関連文献を送付していただいた。記して感謝する。

要 約

1994年、1995年の追跡調査のための捕獲結果と年あたりの狩猟・捕獲個体数から、福井県におけるツキノワグマの1991～1995年度の生息個体数を推定した。追跡調査地の生息密度と本県の生息可能地の面積からは、平均 919 ± 408 (SD)頭と推定されたが、他県の生息密度との比較から過大評価されている可能性があった。一方、捕獲によって個体群の密度が平衡状態であるという仮定からは、549～596頭の推定値が得られ、その中で、本県の生息個体群の性別や成幼別の割合を考慮した、平均 596 ± 208 (SD)頭という値が最も妥当であると考えられる。

引用文献

- 阿部永（監）. 1994. 日本の哺乳類. 195pp. 東海大学出版会. 東京.
秋田県林務部. 1983. 秋田のツキノワグマ ツキノワグマ総合調査報告書. 132pp. 秋田県.
朝日稔. 1980. 哺乳動物学入門. 183pp. 培風館, 東京.
Bailey, J. A. 1984. Principles of Wildlife Management. 373pp., John Wiley & Sons, New York.
羽澄俊裕. 1985. ツキノワグマの保護. 哺乳類科学 No.50:11-16.
伊藤嘉昭・村井実. 1977. 動物生態学研究法 - 上巻 - . 268pp. 古今書院, 東京.

- 岩手県環境保健部自然保護課．1991．野生鳥獣保護調査事業・第1期調査 ニホンツキノワグマ生息実態調査報告書．149pp．岩手県．
- 環境庁自然保護局．1993．平成3(1991)年度鳥獣関係統計．333pp．環境庁自然保護局野生生物課，東京．
- 環境庁自然保護局．1994．平成4(1992)年度鳥獣関係統計．335pp．環境庁自然保護局野生生物課，東京．
- 環境庁自然保護局．1995．平成5(1993)年度鳥獣関係統計．368pp．環境庁自然保護局野生生物課，東京．
- 久米英行．1994．クマ類の生息実態緊急調査の結果について．野生生物保護行政 No.4,5: 10-22．
- 三浦慎悟・堀野眞一．1996．ツキノワグマの存続可能最小個体群(MVP)サイズ - その人口学的アプローチ - ．希少野生生物の遺伝的多様性と其の保存に関する研究: 78-89．環境庁国立環境研究所・環境庁自然保護局・農林水産省森林総合研究所・農林水産省農業生産資源研究所・農林水産省畜産試験場．東京
- 宮尾嶽雄(編)．1989．ツキノワグマ 追われる森の住人．217pp．信濃毎日新聞社，長野県．
- 森下正明・水野昭憲．1970．ニホンツキノワグマの習性と個体数推定．日本自然保護協会中部支部 白山学術調査団(編) 白山の自然 pp.322-329．
- 新潟県野生動物生態研究会．1987．クマ生態調査報告書．95pp．新潟県．
- 大迫義人．1995a．福井県におけるツキノワグマの捕獲および出現状況 - 1990年度～1993年度 - ．Ciconia 4:47-53．
- 大迫義人．1995b．福井県におけるツキノワグマの行動圏と環境利用 I ．Ciconia 4:55-64．
- 大迫義人．1996a．福井県におけるツキノワグマの行動圏と環境利用 ．Ciconia 5:69-77．
- 大迫義人．1996b．福井県におけるツキノワグマの捕獲個体数の経年変化．Ciconia 5:97-102．
- 大迫義人・多田雅充．1997．福井県におけるツキノワグマの生息環境と分布 -1990～1996年 - ．Ciconia 6: - ．
- 富山県農地林務部自然保護課．1990．クマ生息数調査報告書．47pp．富山県，東京．

Estimation of population size of Japanese Black Bears in Fukui

Yoshito Ohsako¹

Mean population size of Japanese Black Bears *Ursus thibetanus* in Fukui was estimated from the recapture result of marked individuals in 1994, 1995 and the annual numbers of hunted and captured mammals in fiscal 1991-1995. The mean size was estimated at 919±408(SD)mammals from the local density and distribution area, which was possibly overestimated. On the other hand, the size was from 549 to 596mammals on the assumption that the newly born individuals might compensate for the captured ones in number, of which the value of 596±208(SD) mammals was suitable for the status in Fukui.

1. Fukui Nature Conservation Center. Minamirokuroshi 169-11-2, Ono-shi,
Fukui 912-01