

愛知県三河地方に生息する野生ニホンザル・市川群の10年間

浜井美弥*・金森正臣**・高橋美裕**

京都大学霊長類研究所*・愛知教育大学教育学部**

緒言

愛知県に生息する野生ニホンザル数は、1989年から実施された指定鳥獣保護調査の結果、27 (23～28) 群、850 (750～890) 頭と推定された。主に三河地方の豊川右岸に連なる山稜地帯に生息し、現在の分布 (図1) を過去の調査結果と比較すると、奥山から人里近くへ生息域を移す傾向が見られる。人里に近づけば、過疎化・兼業化で防御が手薄になった耕作地へ進出、農作物を採食する習慣を急速に身につけ、住民との間に深刻な問題を引き起こす。

このような状況に対する有効な対策を立てるため、生態調査を継続する重要性が訴えられた (愛知県農地林務部, 1994)。

本報告では、1990年～1999年の10年間の調査結果から、人里近くへ進出した野生ニホンザル群が新たな遊動域に定着する過程を概括する。

調査対象と方法

調査は、豊川左岸、新城市南東部と南設楽郡鳳来町南部にまたがる地域で実施された。この地域は、愛知県のニホンザル生息域から南西方向に分岐し (図1)、常寒山 (467m) ・船

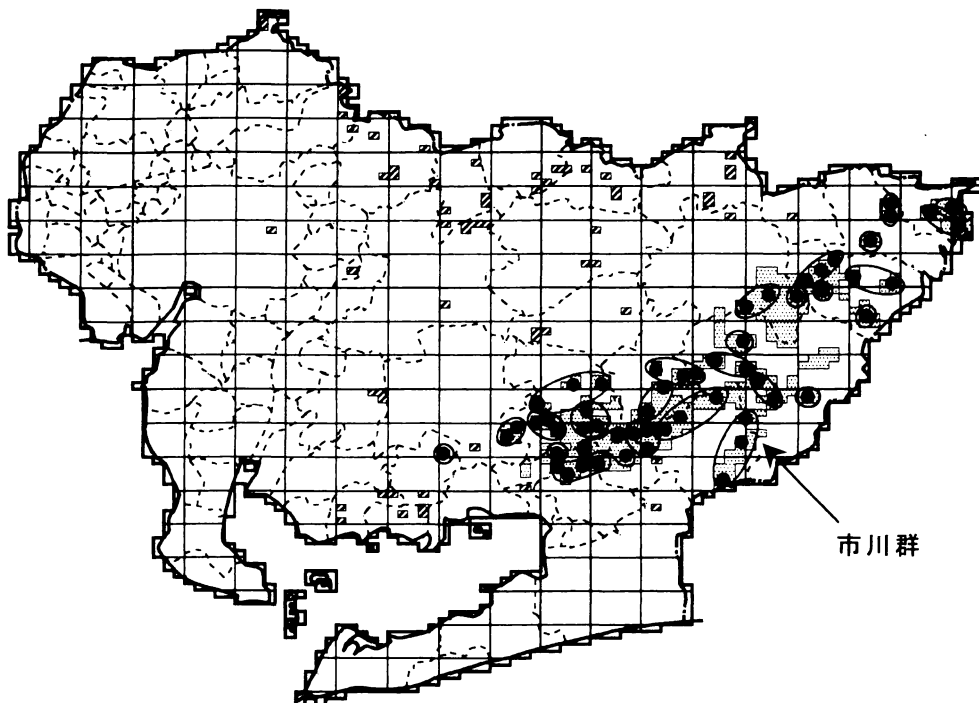


図1 愛知県の野生ニホンザル分布域と市川群の位置

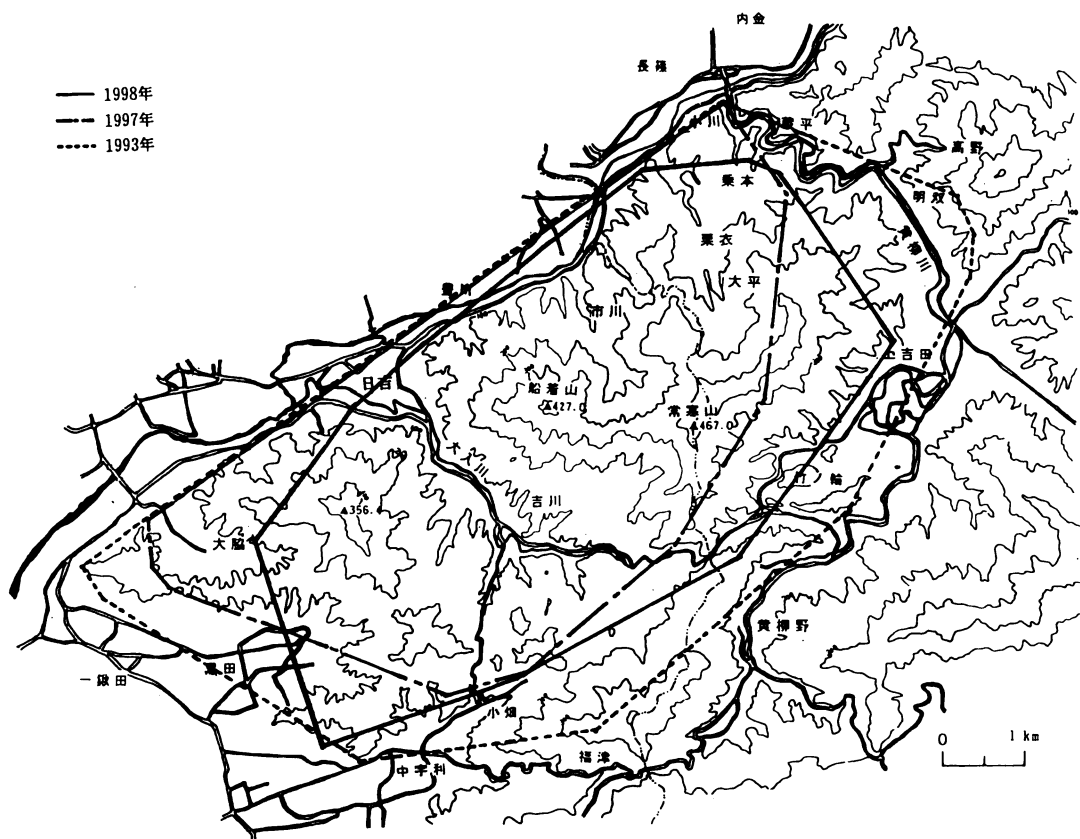


図2 市川群の遊動域 (垣内, 1999を改変)

着山 (427m) の二峰から南西に、ゆるやかな丘陵が広がっている。豊川支流の黄柳川、大入川、宇利川流域に県道、人家、農耕地が集まり、山間部には市川、大平、栗衣などの集落が点在する (図2)。

潜在自然植生は照葉樹林だが、スギ・ヒノキの植林が進み、人工林率は約76%である。大部分が民有地で、多数の所有者が伐採・造林を反復し、樹齢の異なる小さな人工林が錯綜する中に、約20%の天然林がパッチ状に散在する。天然林は主にアカマツ林→照葉樹林への二次遷移途上にあるコナラ二次林である。

豊川対岸に複数の群れ、同左岸では約5km上流の真立川流域に一群が生息するが、調査対象地域は、まれにハナレザルが目撃される程度であった。ところが1989年夏、突然一群が出没するようになった。人里への移動傾向の最先端部に位置する群れと思われる。由来は不明だが、1992年夏、対岸の内金地区から、住民の目に触れずに2本の国道、鉄道、豊川を渡って戻

るところを観察されており、対岸にも土地勘を持つことが示唆される。この群れは1990年12月に市川地区で最初の個体数確認が行なわれ、市川群と命名された (愛知県農地林務部, 1994)。

当初は聞き取り調査で遊動域を推測したが、1992年早春に畑で捕獲されたオス2個体、メス1個体に発信器を装着し、ラジオテレメトリー法による追跡を開始した。その後、1996年 (♂1)、1997年 (♂1、♀1)、1998年 (♀1) と発信器装着個体を追加、継続的に追跡できる状況が維持されている。

年に2~3回、春 (5月)、夏 (8月)、冬 (12月) に実施される総合調査では、周辺集落でニホンザルを含む野生動物の目撃・食害状況の聞き取り調査を行ない、ラジオテレメトリー法で群れを追跡、直接観察ができた場合は、採食品目、性・年齢構成などのデータを収集した。

さらに、愛知教育大学生物学教室の学生に

よって、卒業研究として通年集中調査も実施されている（性・年齢構成：夏目, 1991；鈴木, 1994；小笠原, 1998；矢野, 1999；高橋, 2000；遊動：辻, 1994；小笠原, 1998；垣内, 1999；食性：服部, 1994；伊藤, 1998）。

結果

(1) 遊動域

市川群は、1991年～1993年に、遊動域を約20km²から47.3km²へと急激に拡大した（愛知県農地林務部, 1994；辻, 1994）。その後遊動域の拡大は止まり、1997年の調査では29.1km²（小笠原, 1998）、1998年には30.7km²（垣内, 1999）と縮小、1999年は12月現在、高橋（2000）がまとめたデータによれば、20.0km²になっている。

1993年には、年に4度（3、5、7、8月）、遊動域が大きく広がる時期があり、とくに夏野菜、ブドウ、カキ、クリなどを採食する夏と秋、遊動域を南西方向にシフトさせる傾向が見られた（辻, 1994）。1997年・1998年には、早春（1～3月）、夏（6～8月）に遊動面積が増大するだけになり、ずっと常寒山、船着山周辺に留まるようになった（小笠原, 1998；垣内, 1999）。1999年はさらに、夏に遊動域が拡大しなかった。前年までよく利用した大脇、小畑地区に行かなかったためである。

(2) 性・年齢構成

冬季総合調査は、群れ全体が見通しのよい場所を通る場面を観察する機会が多く、性・年齢構成は12月下旬のものがそろっている（表1）。

10年間の変化をまとめると、

- ① 全頭数は48頭→91頭と約2倍に増加
- ② オトナオス数はあまり変化せず、オトナメス数は約2倍に増加
- ③ 平均出産率（アカンボウ数／オトナメス数＋ワカモノメス数）は0.64で、1998年、1999年はメス数が増えて、出産率は0.59に低下
- ④ 新生児死亡率（アカンボウ数－翌年の1歳児数／アカンボウ数）は0.14

となる。

出産季から半年以上経った12月のデータでは出産率が過小評価される可能性がある。1993年（鈴木）、1997年（小笠原）、1998年（矢野）は、通年観察結果に基づいて補正されている。これを使って計算しても、出産率はやはり0.64となった。

考察

(1) 遊動域縮小の原因

1993年、市川群の遊動域は47.3km²という広大なものだった。これは、食物分布や季節性の知識がない新しい遊動域では、遠くまで食物を探しに行く必要があったためと考えられる。小笠原（1998）は1997年、遊動面積が約2/3に縮小したにもかかわらず、採食品目

表1 市川群の性・年齢構成

観察年月日	計	オトナ		ワカモノ			コドモ			アカンボウ		年齢不明 (内コドモ)
		♂	♀	♂	♀	?	4歳	3歳	2歳	1歳		
1990/12/27 (夏目 1991)	48	4	8	2	3		1	2	4	3	7	14
1992/12/26 (鈴木 1994)	46	4	9	3			1	3	7	5		14(4)
1993/12/26 (鈴木 1994)	49	5	11	5	2		1	4	6	6	9	
1994/12/25 (本研究)	45	5	8	5	3	1		2	4	9	8	
1997/12/27 (小笠原 1998)	57	3	14	3	1	1	6	9	4	6	10	
1998/12/23 (垣内 1999)	80	8	24	2	3	1	8	3	6	9	16	
1999/12/23 (本研究)	91	5	19	5			16	10	6	12	11	7(7)

に変化がなかった点を指摘し、食物に関する情報が蓄積されて、効率よく遊動ができるようになったと推論している。

また、食害対策の地域差の影響も考えられる。常寒山・船着山周辺の耕作地は、自家消費用の農作物がほとんどで、食害にあっても防御に費用がかけられず、農業従事者の高齢化も著しい。サルにとっては、畑に出ても比較的安全な地域といえる。一方、大脇地区のブドウ園、小畑地区のカキ畑など、換金目的の農作物が多い地域では、食害に対抗して、番犬（大脇）、組織的な追い上げ（小畑）、電柵・爆音機といった防御策に取り組んでいる。このため南西部で畑に出ることは、リスクが高くなったと考えられる。

サルにとって南西部の農作物は魅力的だが、そこまでの移動コスト、防御によるリスクは無視できない。さらに秋は、自然の食物も豊かになる。船着山・常寒山周辺には、広葉樹林、放棄された果樹、耕作地跡、林道工事跡の二次植生など、採食パッチとして利用できる植生が散在する。1999年はその食物が豊作で、サルがリスクの高い畑に出るより、自然の実りに依存して、安全な地域に留まることを選んだ可能性がある。1997年もアケビ等が豊作だったため、10～12月の農作物依存度が低くなったという報告がある（小笠原, 1998）。1999年の遊動域の縮小が、一時的なものかどうかは、今後も調査を継続する必要がある。

(2) 市川群の将来

1994年の時点では、市川群は、遊動域を急激に広げ、農作物を次々と採食品目に取り入れて被害を拡大させており、その後の動向が危惧された。継続調査の結果、遊動域を確立すれば面積は縮小すること、山に採食可能な植生を増やし、耕作地で防御に力を入れることで、サルを封じ込める可能性が示唆された。

しかし、本報告の結果からは、あまり楽観視できない予測も立てられる。栄養価の高い農作物で繁殖率が上昇していることである。

高畑ら（1998）は、野生群の出産率を0.270

（屋久島）～0.353（金華山島）、新生児死亡率は0.227（金華山島）～0.533（志賀）と報告している。市川群の出産率（0.64）、新生児死亡率（0.14）は、むしろ餌付け群（嵐山：0.538, 0.103、勝山：0.495, 0.102）に近い。さらに野生では、出産率、新生児死亡率が、食物の豊凶、積雪、気温などの影響で大きく変動する（伊澤, 1990）が、市川群でそのような変動は見られず、個体数は順調に増え、10年間で約2倍になった。

1993、1994年には、若年層の増加が予想されていたにもかかわらず、構成はあまり変化していない。有害鳥獣駆除数は過去10年間で10頭と推測され、それが原因とは考えにくい。当時、発信器から離れた地区で、若年個体の小群が複数目撃された。広大な面積を動き回る主群から離れて遊動していたのではないだろうか。1997年からオトナメス数が急に増えたことは、遊動域が縮小し、群れのまとまりがよくなったとも、人慣れし観察者を恐れない若いメスが増えたとも解釈できる。

ここで1990年に出産可能なメスを11頭、出産率0.64、新生児死亡率0.14、その後性成熟（5歳）までに1/3が死亡すると仮定して試算すると、出産可能なメスは1999年に21頭になる。これは観察結果とほぼ一致する。2000年から出産率を0.59と仮定して試算を続けると、2005年に出産可能なメスはさらに約倍の41頭になる。全体で約200頭になるはずで、現在の遊動域では支えきれず、分裂してさらに現在サルの分布していない下流へ進出する可能性も高い。

これはサルを間引けばよい、という単純な問題ではない。羽山ら（1991）は、やみくもな駆除は対象が特定の群れやハナレオスに偏るため、個体数調整効果より地域個体群を攪乱し、絶滅を招く危険の方が高いことを指摘している。群れを継続的にモニターしながら、長期的な予測に基づいて慎重に実施されなければ無意味なのである。

ニホンザルとの共存は簡単に達成されるものではない。山間にサルが安心して採食できる場所を増やし、繁殖率上昇をもたらす栄養源となる農作物の防御を固め、群れを封じ込

める努力を続けなくてはならない。そのためにはまず、今、身近にいる群れの状況をよく知ることから始めることである。

参考文献

- 愛知県農地林務部, 1994. 愛知県内のニホンザルの現状. 指定鳥獣保護調査報告書.
- 服部幸, 1994. 新城市南東部及び鳳来町南部に生息するニホンザルの食性. 愛知教育大学 平成6年度卒業論文.
- 羽山伸一ほか, 1991. 有害駆除が野生ニホンザルの個体群に与える影響-捕獲記録の分析-. 霊長類研究, 7:87-95.
- 伊藤成将, 1998. 新城市南東部と鳳来町南部地域に遊動域を持つニホンザルの食性. 愛知教育大学 平成9年度卒業論文.
- 伊澤紘生, 1990. 金華山島のニホンザルの生態学的研究. -出生率・新生児死亡率の変動について-. 宮城教育大学紀要, 25:177-191.
- 垣内淳子, 1999. 新城市南東部及び鳳来町南部に生息するニホンザル群の遊動と行動について. 愛知教育大学 平成10年度卒業論文.
- 夏目梢, 1991. 愛知県額田郡額田町と新城市のニホンザルの個体数と性・年齢構成. 愛知教育大学 平成3年度卒業論文.
- 小笠原麻美, 1998. 新城市南東部と鳳来町南部におけるニホンザルの遊動について. 愛知教育大学 平成9年度卒業論文.
- 鈴木晶子, 1994. 新城市南東部地域及び鳳来町南部地域のニホンザルの行動について. 愛知教育大学 平成6年度卒業論文.
- 高橋美裕, 2000. 新城市南東部及び鳳来町南部に生息するニホンザルの遊動と行動について. 愛知教育大学 平成11年度卒業論文.
- Takahata, Y., et al., 1998. Reproduction of Wild Japanese Macaque Females of Yakushima and Kinkazan Islands: A Preliminary Report. Primates, 39(3):339-349.
- 辻宏美, 1994. 新城市南東部及び鳳来町南部地域のニホンザルの遊動と音声について. 愛知教育大学 平成6年度卒業論文.
- 矢野真由美, 1999. 新城市南東部及び鳳来町南部に生息するニホンザルの繁殖行動とアカンボの成長について. 愛知教育大学 平成10年度卒業論文.