

## 第 4 章

# 兵庫県に生息する野生ニホンザル個体群の 行動域および集落出没状況とその要因

鈴木克哉・中田彩子・森光由樹・室山泰之

### 要 点

- ・ 兵庫県に生息している 9 つの野生ニホンザル個体群の行動域や集落出没状況に関する基礎的情報を整理し、集落出没要因と最近起こった行動域の変化の要因について考察した。
- ・ 群れの行動域については、篠山 A 群 (151.3km<sup>2</sup>)、篠山 B 群 (64.5km<sup>2</sup>) が大きく、他の群れはいずれも 20~40km<sup>2</sup> の範囲の大きさだった。
- ・ すべての群れが集落に出没しているが、集落出没率には群れ間で差があり、城崎 A 群、篠山 A 群、篠山 B 群、篠山 C 群では、集落出没率が 70% を超えていた。大河内 C 群は 40.2% で最も集落出没率が低かった。
- ・ 各群れの集落への出没は、集団サイズに対する森林内の食物資源量の不足が主な要因となっている可能性は低く、質の高い採食場所である農地や集落環境への選好の結果と考えられた。
- ・ 2007~2009 年度と 2010~2011 年度の行動域を比較すると、篠山 C 群、大河内 B 群では行動域サイズが大きく拡大しており、被害対策の推進が要因となっている可能性があった。また、美方 A 群、大河内 A 群では行動域サイズが縮小しており、両群に対して集中的に実施された有害捕獲が影響している可能性があった。
- ・ 効率的な被害管理手法を検討するために、個体数の増減や各地の被害対策の推進が群れの行動域の変動や集落出没率にどのような影響を与えるかについて注意深くモニタリングしていく必要がある。

**key words** : ニホンザル 行動域 集落出没状況 出没要因 モニタリング

### 4-1. はじめに

兵庫県に生息するニホンザル (*Macaca fuscata*) は、餌付けされた 2 地域の個体群を除くと、4 地域 (豊岡市、香美町、神河町・朝来市、篠山市) に 9 つの野生個体群の生息が確認されている (図 4-1)。これらの地域では農業被害、生活被害など、深刻な

軋轢が生じているため、被害対策として毎年有害捕獲が行われてきた（安井 2013）。しかし、それぞれの地域個体群は、地理的に離れて分布しており、群れ数や推定される個体数も少ないことから無計画な捕獲が続くと地域的な絶滅が起こる可能性が危惧されている（坂田・鈴木 2013）。被害軽減を図りつつ、地域個体群を安定的に維持するためには、各群れの個体数や出没状況を適切に把握したうえで、科学的かつ計画的な個体数管理や被害管理の方針を定める必要がある。

ニホンザルは群れを形成し、一定の行動域内で、食物を求めて移動する行動様式を持つ。この行動域内に農地や集落などが含まれた場合、農作物等に被害が発生する可能性が生じるが、出没集落や行動ルートは群れごとにほぼ決まっている。このため、サルに発信器を装着し、その群れの個体数のほか、行動域や出没傾向を把握することで、より効率的な被害管理を実施できる可能性がある。

兵庫県では、2009 年度より毎年、森林動物研究センターが各地に生息するニホンザルの個体数調査を行い、個体数とその増減の傾向を把握している（鈴木ほか 2013a）。一方、群れの出没状況については、2008 年度以降、森林動物研究センターによる調査を実施しているほか、2010 年度以降は各地で群れの行動監視や追い払いを業務とするサル監視員が設置されており、そのうち一部の地域では、群れの出没場所や出没状況の記録を行っている（鈴木ほか 2013b）。

そこで、本研究では、これらのデータを分析して、それぞれの行動域や集落出没状況に関する基礎的情報を整理するとともに、群れの集落出没に影響を与えている基本的な要因と最近起こった行動域の変化の要因について考察し、今後の効率的なニホンザル被害管理のあり方について検討を行った。

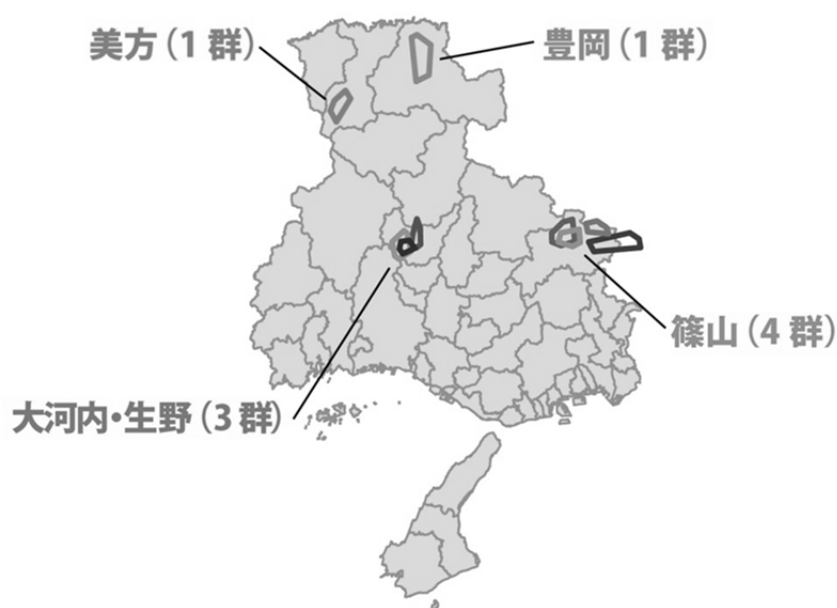


図 4-1 兵庫県内のニホンザル野生個体群の分布

## 4-2. 調査地と方法

調査は、2008年度から2011年度にかけて、兵庫県内に生息する4つの地域個体群に属する9つの野生ニホンザル個体群（豊岡地域個体群：城崎A群、美方地域個体群：美方A群、大河内・生野地域個体群：大河内A・B・C群、篠山地域個体群：篠山A・B・C・D群）を対象に実施した。

野生動物の位置測定技術やニホンザルの性・年齢判定技術を身につけた専門技術者（著者ほか森林動物研究センター職員）が各群れに対して月4日程度の頻度で三種の現地調査を実施した（表4-1）。群れの位置情報について2007年度から2011年度の5年間、群れの出没状況について2009年度～2011年度の3年間、サルが集落内の行動については2008年度～2010年度の3年間、調査を行った。また、群れの位置情報、群れの出没状況調査の一部は、以下に記すようにサル監視員が収集したデータも加えて分析を行った。

表4-1 調査の実施期間と実施者

調査内容	調査期間	調査実施者
位置情報調査	2007年度～2011年度	専門技術者 サル監視員
出没状況調査	2009年度～2011年度	専門技術者 サル監視員(2011年度、城崎A、篠山ABCD)
行動調査	2008年度～2010年度	専門技術者

### 群れの位置情報調査

群れの出没地点や行動域を把握するために、それぞれの群れに装着されている電波発信器を利用して、群れの位置情報を月4回程度の間隔で収集した。これまでの出没状況から予想される群れの行動域を車でくまなく走査し、受信があった場合は、受信音をもっとも大きくなる場所を確定し、可能な限り群れを目視することに努めた。目視できない場合は標準三角法（Cochran & Lord 1963）により発信器個体の位置測定を行い、群れの位置情報を取得した。兵庫県では2010年10月以降、サル監視員が順次各地域に設置され、群れの位置情報を把握したうえで行動監視を行っている（鈴木ほか 2013b）。サル監視員が業務中に、目視や電波により群れの位置を確定し、記録している場合は、これらのデータも利用した。

取得した位置情報をもとに各群れの行動域を最外殻法により算出した。5年間での各群れの行動域の変化を把握するために、2007～2009年度と2010～2011年度の期間で区切り、それぞれの行動域を比較した。行動域算出には、ArcGISのアドイン用ソフト

Hawth's Analysis Tools (Beyer 2004) を用いた。

次に、各群れの森林生息環境を評価するため、環境省が行った第2～5回自然環境保全基礎調査をもとに作成された自然環境情報 GIS データを用いて、それぞれの群れの行動域内に含まれる環境を調べた。各群れの5年間の行動域内で抽出された植生(簡易分類)を、植生自然度に応じて以下のように分類し(表4-2)、それぞれの面積割合を ArcGIS により求めた。ニホンザルの自然群の生息環境を比較した研究によれば、落葉樹林帯では、サルにとって利用価値が高いと推測される広葉樹林や混交林面積が1頭あたり8ha以上必要だと考えられている(Takasaki 1981a,b; Furuichi *et al.* 1982)。そこで2011年時点の各群れに対する個体数調査結果(鈴木ほか 2013a)をもとに、各群れの行動域内に占める1頭あたりの自然林・二次林面積を算出した。

表 4-2 分析に使用した生息環境の分類

分析に使用した分類	自然環境保全基礎調査による群落の簡易分類
自然林・二次林	アカマツ・コナラ林、コナラ林、シーカシ林、ミズナラ林、針葉樹林、竹林
植林地	植林(スギ・ヒノキ・サワラ)
農耕地	果樹園、畑、水田
市街地	市街地
その他	開放水域、水辺植生、草地

### 集落への出没状況調査

2009年度から各群れの集落への出没状況を評価するための調査を専門技術者が実施した。最初に確認した群れの位置情報をもとに、表4-3の判定基準を用いて、集落への接近度を、「出没を目視」「付近にいる」「少し離れている」「遠くにいる」「電波の入感なし」の5段階に分け、記録した。記録されたデータのうち「出没を目視」と「付近にいる」については合計して「集落に出没」しているとし、調査回数で除して各群れの「集落出没率」を算出した。2011年度は、すべての野生個体群に対してサル監視員が設置され、群れの追跡監視業務を開始していた。このうち、豊岡地域個体群と篠山地域個体群を調査する監視員に対しては、出没状況の判定手法についての研修を実施することができたので、2011年度については、豊岡、篠山地域個体群についてのみ、サル監視員が収集したデータも加えて分析を行った。その他の地域に関しては、調査手法に関する十分な研修が行えず、データ収集手法の画一化が図れなかったため、今回の分析に利用しなかった。

表 4-3. 集落出没状況の判定基準

出没状況	判定基準
出没を目視	集落に出没しているのを目視した場合
付近にいる	目視はないが、声を聞いたり、電波状況などから集落付近にいることが明らかな場合
少し離れている	すぐに集落に出没できる距離にいない場合。目安は集落から100m以上離れている場合
遠くにいる	集落から遠く離れている場合。目安は集落から500m以上離れている場合
入感なし	搜索しても、電波がまったく入らない場合

### 集落内でのサルの行動調査

集落や農耕地に出没しているサルの行動把握のために、ニホンザルの性・年齢判定が可能な専門技術者による行動調査を実施した。各群れの位置情報調査で群れを集落内や農耕地などで目視した際に、それぞれの個体の行動を観察した。まず、群れの集落における活動性の概略を掴むために、アドリブサンプリング (Altmann 1974) により、視界に入るすべての個体の性年齢、最初の 5 秒間の行動、行動場所を次のように分けて記録した。

性・年齢：「オトナメス (6 歳以上)」「オトナオス (6 歳以上)」「ワカモノオス (4-5 歳)」「ワカモノメス (4-5 歳)」「コドモ (1-3 歳)」

行動：「移動」「採食」「休息」「その他」

場所：「農地」「道路」「民家・庭」「その他」

林縁からの距離：「0-5m未満」「5m以上-10m未満」「10m以上-20m未満」「20m以上-30m未満」「30m以上-50m未満」「50m以上」

さらに、人に対するサルの馴化程度を測定するため、観察者がサルに対して接近可能な場合は、ランダムに個体を選び、ゆっくりと接近し、「観察者に対する反応」およびそのときの「観察者と対象個体の距離 (接近可能距離)」を次のように分けて記録した。

対象個体の反応：「走って去る」「歩いて去る」「威嚇する」「近寄って威嚇する」

接近可能距離：「0-5m未満」「5m以上-10m未満」「10m以上-20m未満」「20m以上-30m未満」「30m以上-50m未満」「50m以上」

### 4-3. 結果

#### 群れの出没地点と行動域

収集された位置情報を2007～2009年度、2010～2011年度の2期間に分け、各群れの行動域を算出し、出没地点とともに図4-2～4-10に示した。また、各群れの位置情報取得数と行動域面積を表4-4に示した。

位置情報の収集状況は群れや調査期間によって差がある結果となった。2007～2009年度は、大河内C群、篠山A群、篠山B群、篠山C群については、発信器が装着されていない期間があったため、取得できた位置情報が少ない結果となった。一方、2010～2011年度は、各個体群の生息地でサル監視員が設置された。監視員の設置時期は地域によって異なるが、サル監視員設置以降はほぼ毎日群れの追跡監視業務が行われた（鈴木ほか2013b）。このうち城崎A群、大河内A群、篠山A群、篠山B群、篠山C群、篠山D群については、位置情報が記録されたため、多くの位置情報データが得られる結果となった（表4-4）。一方、大河内C群については、2011年度は装着していた発信器の電波が微弱となり、位置把握が困難な期間が長かった。

行動域の大きさは、群れにより大きく差があった（表4-4）。5年間（2007-2011年度）の行動域がもっとも大きいのは篠山A群で、151.3km<sup>2</sup>、次に大きいのが篠山B群で64.5km<sup>2</sup>であった。篠山A群と篠山B群を除いた他の群れはいずれも20～40km<sup>2</sup>の範囲の大きさであり、もっとも小さいのは美方A群で20.8km<sup>2</sup>であった。

5年間の行動域の変化をみるために、2007～2009年度と2010～2011年度の行動域を比較すると、城崎A群、大河内B群、篠山A群、篠山B群、篠山C群、篠山D群では行動域サイズが拡大し、美方A群、大河内A群では行動域サイズが縮小していた（表4-4）。とくに篠山C群、大河内B群の拡大傾向は顕著で、それぞれ9.3倍、2.0倍に拡大していた。

表4-4 各群れの位置情報取得数と行動域面積

群れ名	位置情報取得数		行動域(km <sup>2</sup> )		
	2007-2009年	2010-2011年	2007-2009年	2010-2011年	2007-2011年度
城崎A	167	309	24.1	32.5	37.7
美方A	120	73	18.3	13.3	20.8
大河内A	126	121	29.7	19.8	32.4
大河内B	122	90	18.3	37.1	38.8
大河内C	72	64	26.1	24.6	32.9
篠山A	63	526	100.4	139.2	151.3
篠山B	21	217	35.1	63.5	64.5
篠山C	44	347	2.7	25.2	25.7
篠山D	113	580	17.0	26.6	26.6

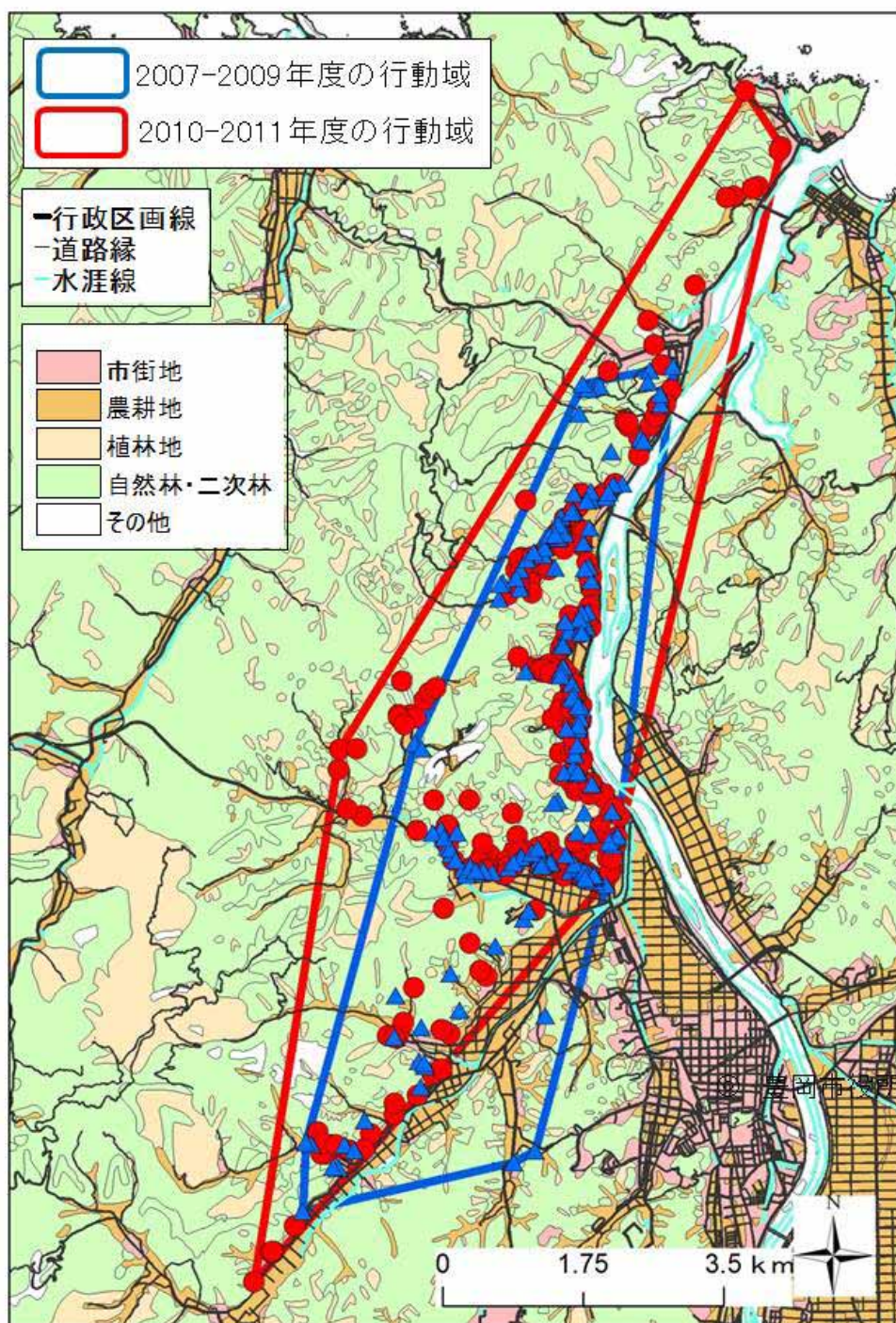


図 4-2 城崎A群の行動域の変化

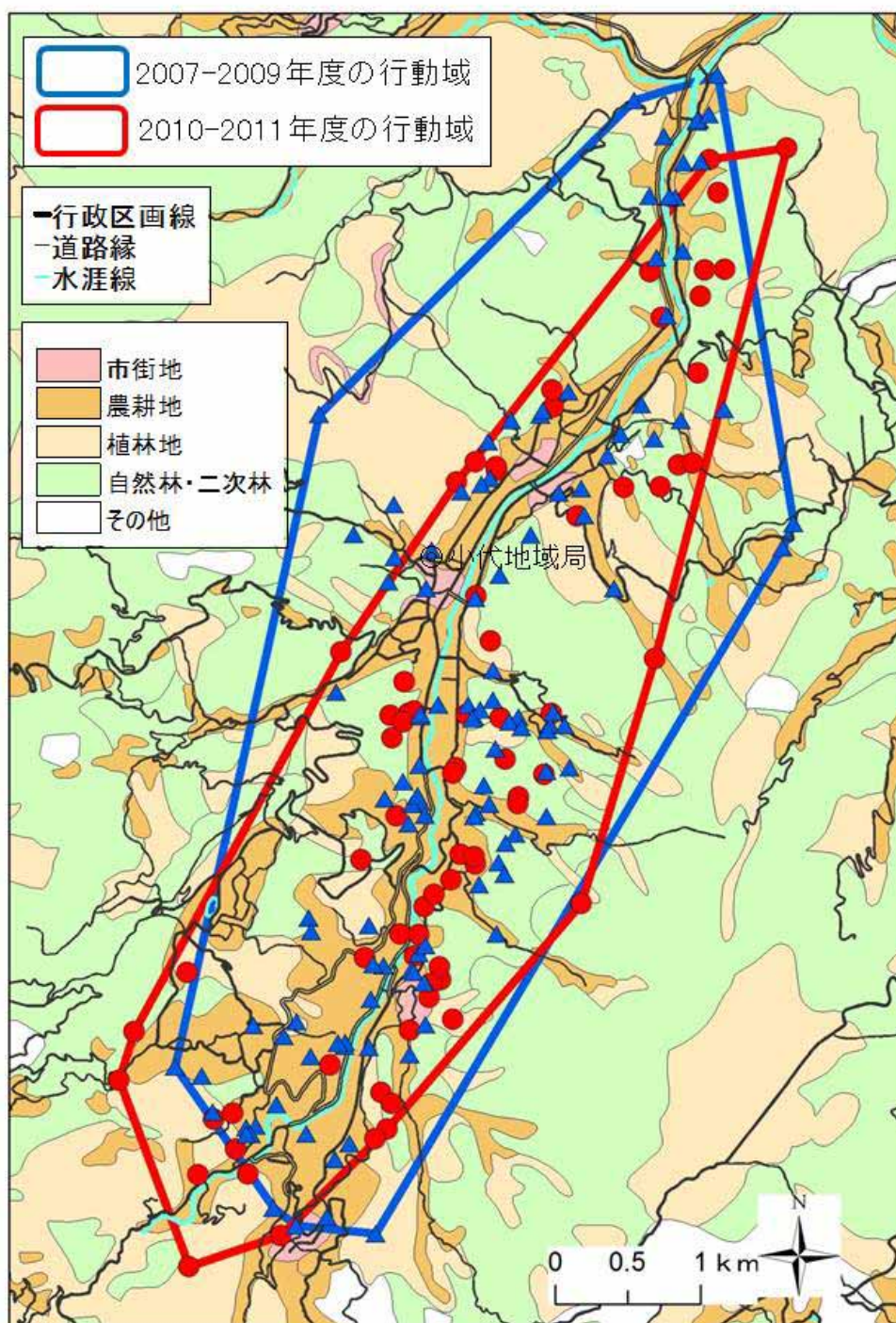


図 4-3 美方 A 群の行動域の変化



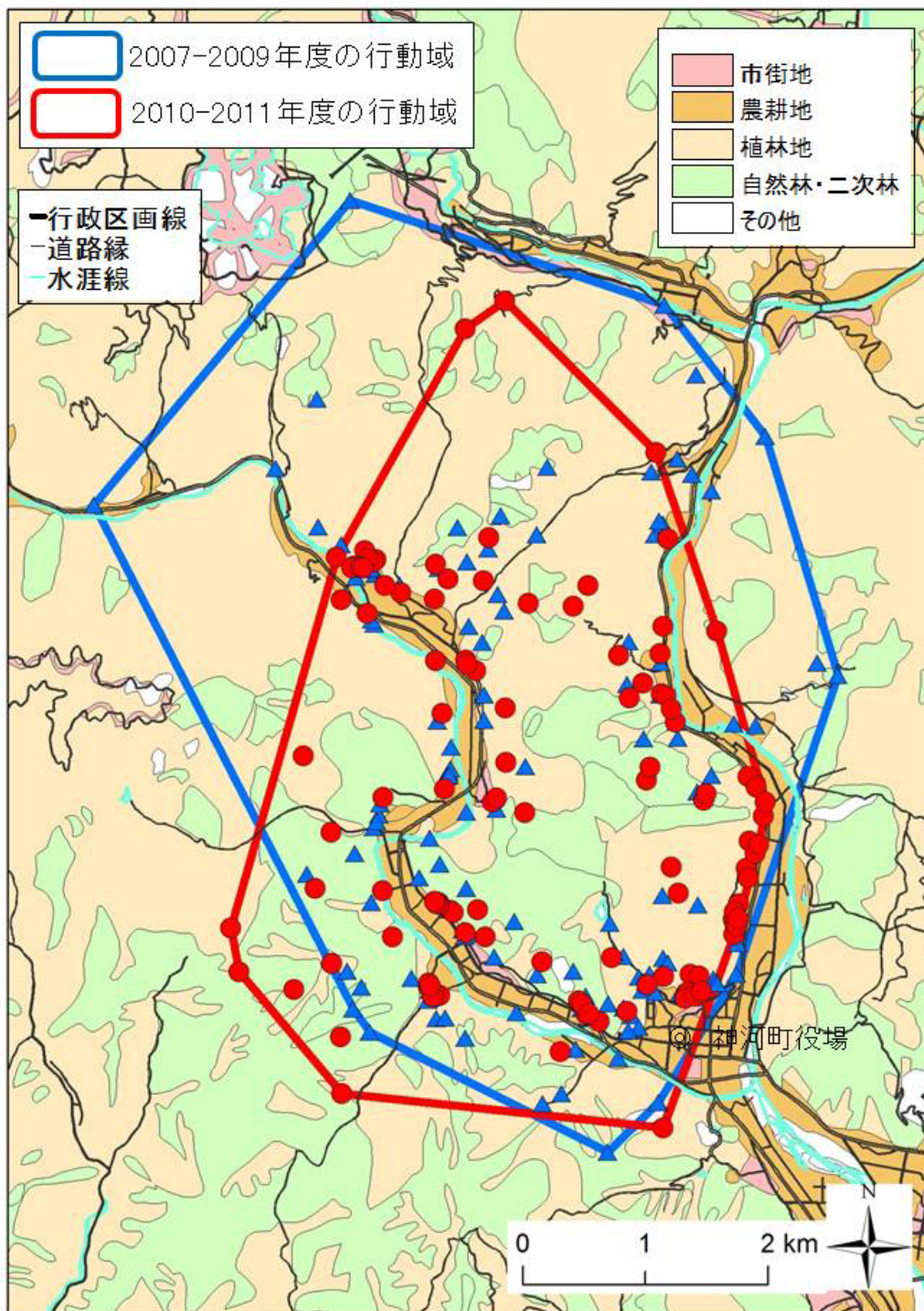


図 4-4 大河内A群の行動域の変化

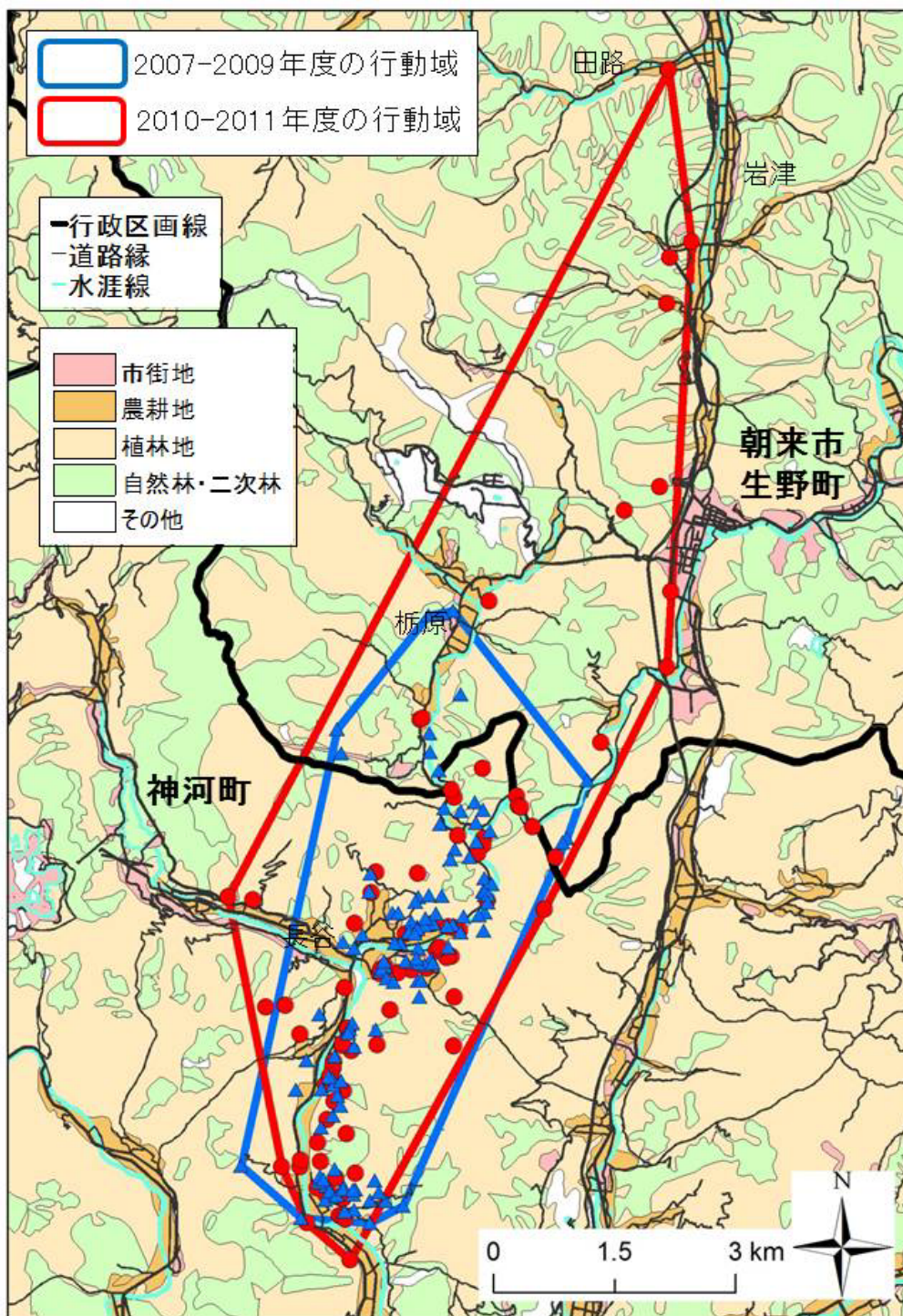


図 4-5 大河内B群の行動域の変化

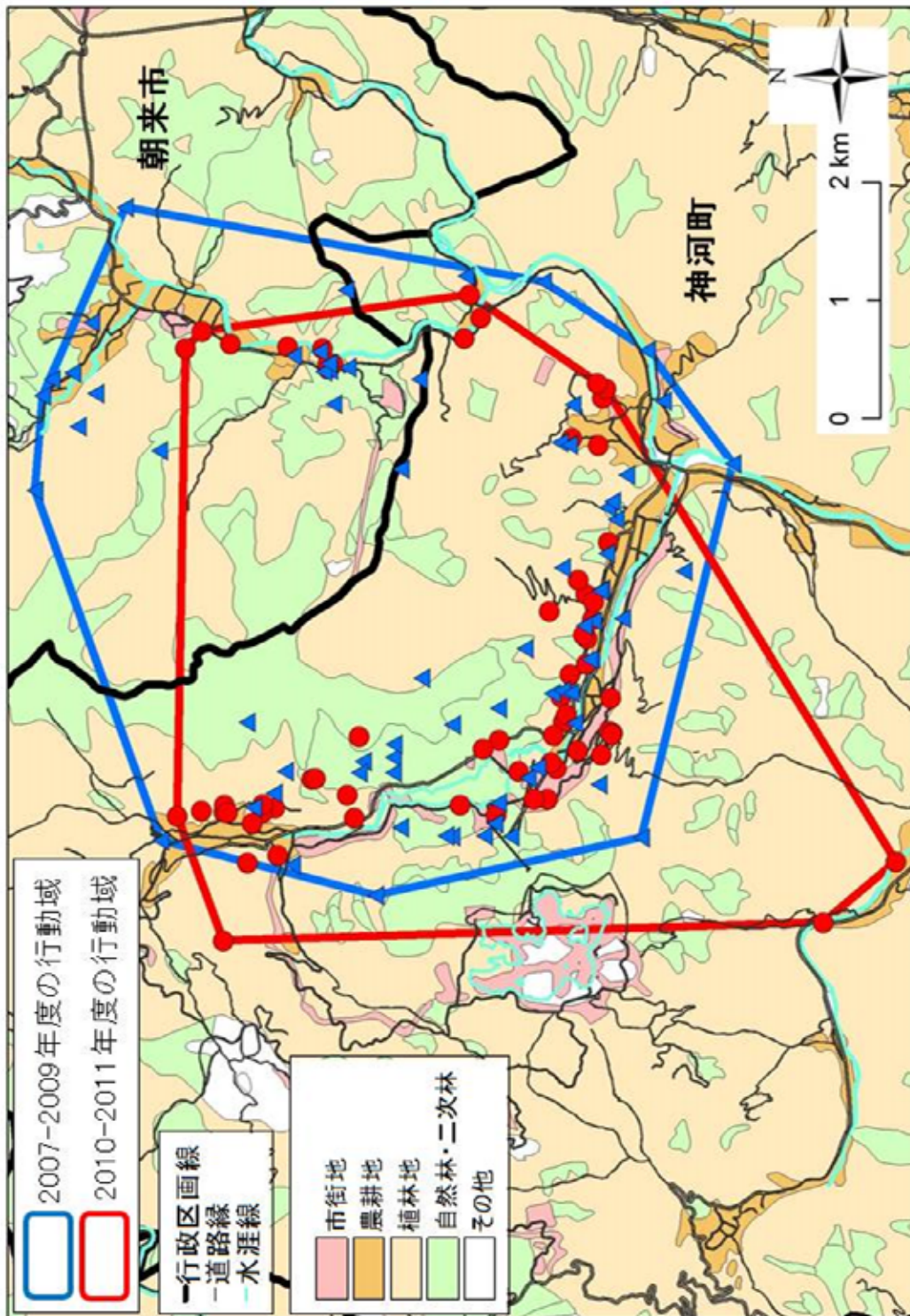


図 4-6 大河内C群の行動域の変化

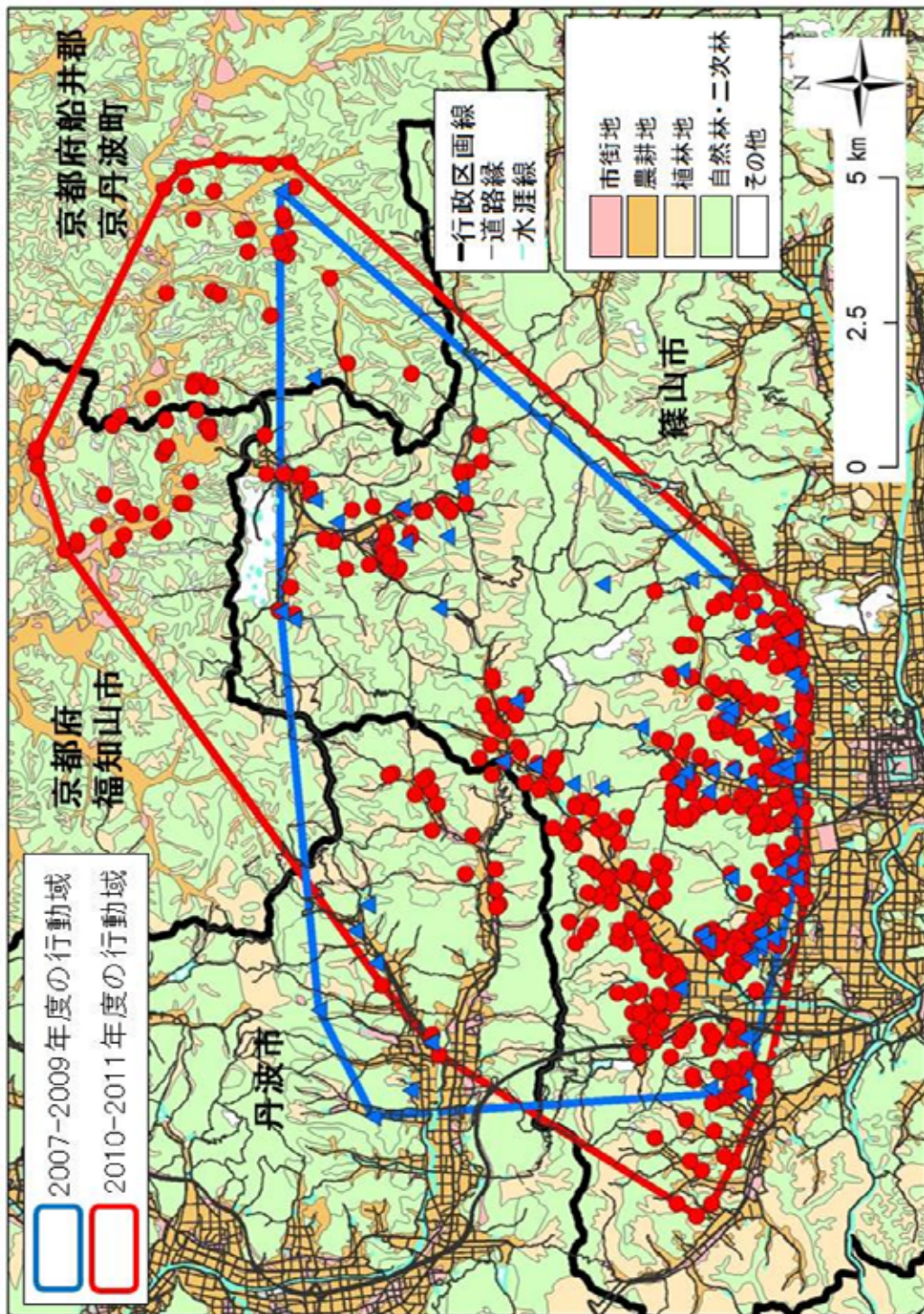


図 4-7 篠山A群の行動域の変化

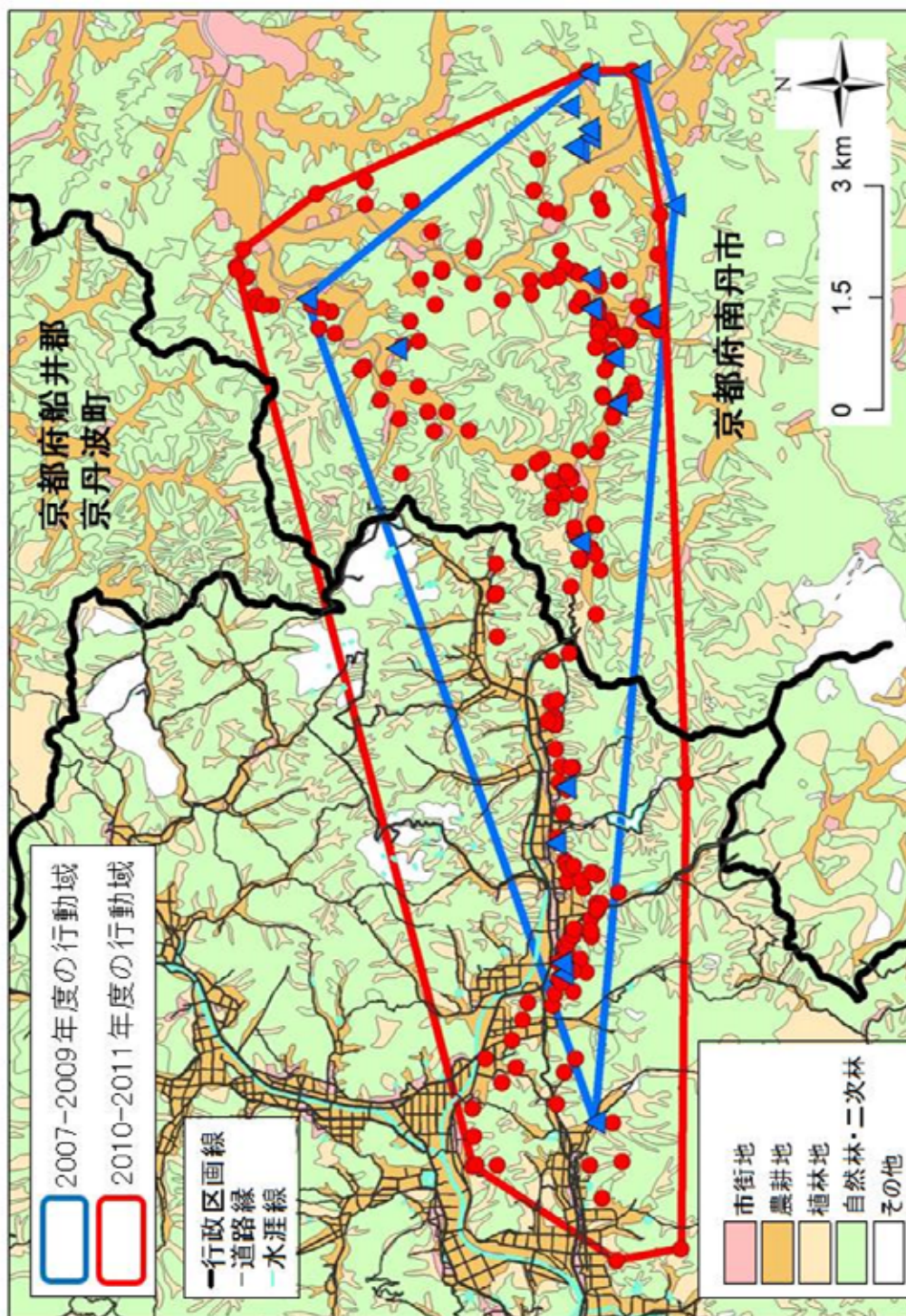


図 4-8 篠山B群の行動域の変化

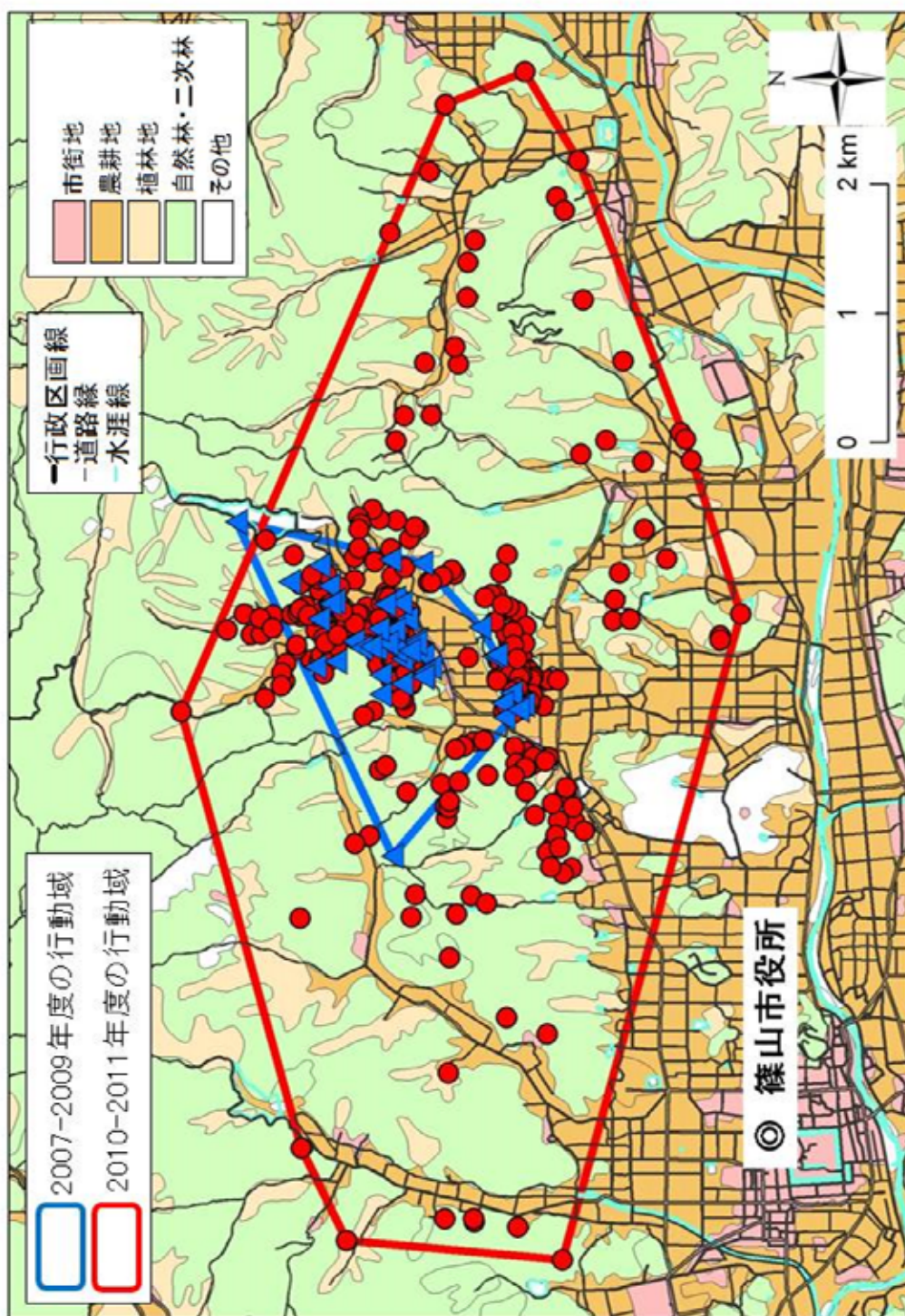


図 4-9 篠山C群の行動域の変化

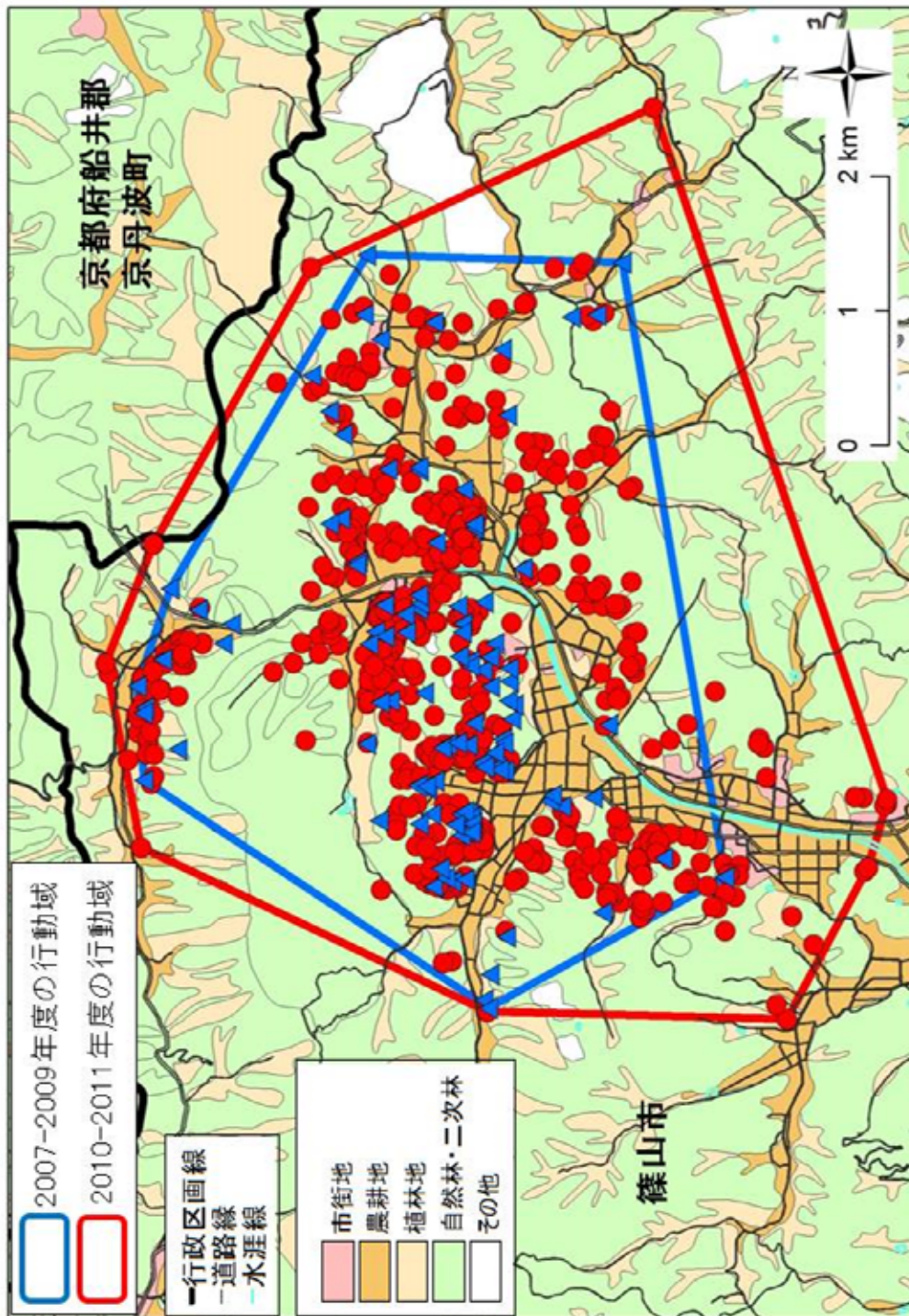


図 4-10 篠山D群の行動域の変化

## 行動域内の生息環境について

各群れの5年間の行動域内における生息環境割合を算出した(表4-5)。城崎A群、美方A群、篠山A群、篠山B群、篠山C群、篠山D群ではいずれも自然林・二次林の面積割合が最も高く、美方A群で45.0%、城崎A群で58.3%、篠山地域個体群では、どの群れも60%を超えていた。一方、大河内A群、大河内B群、大河内C群では、植林の面積割合がいずれも60%前後と最も高く、自然林・二次林の面積割合が30%以下と低かった。行動域内に占める1頭あたりの自然林・二次林面積を算出したところ、篠山A群(154.2ha)、篠山B群(124.8ha)、城崎A群(70.9ha)の順で高く、大河内C群が7.6haで最も小さかった。

表4-5 各群れの行動域内における環境割合

地域個体群 群れ名	豊岡		大河内・生野			篠山A			
	城崎A	美方A	大河内A	大河内B	大河内C	篠山A	篠山B	篠山C	篠山D
頭数*	31	35	43	56	129	66	32	33	35
行動域(km <sup>2</sup> )	37.7	20.8	32.4	38.8	32.9	151.3	64.5	25.7	26.6
自然林・二次林の割合	58.3%	45.0%	25.5%	26.9%	29.8%	67.2%	62.0%	63.3%	66.4%
植林の割合	8.8%	21.3%	62.6%	60.3%	59.4%	16.6%	16.0%	11.6%	12.3%
農耕地の割合	19.0%	31.1%	9.5%	8.0%	6.7%	12.4%	16.7%	22.3%	18.5%
市街地の割合	5.3%	1.6%	0.9%	1.2%	3.2%	1.7%	1.9%	1.1%	1.7%
その他の割合	8.6%	1.0%	1.6%	3.6%	1.0%	2.0%	3.4%	1.8%	1.2%
自然林・二次林面積(ha)/1頭	70.9	26.7	19.2	18.6	7.6	154.2	124.8	49.2	50.5

\* 群れの生息頭数については、2011年時の推定値(鈴木ほか 2013a)を用いた。

## 集落出没率について

2009～2011年度の各群れの出没状況を図4-11に示した。なお、大河内C群については、2011年度は装着していた発信器の電波が微弱となり、位置把握が困難な期間が長かったため、2009～2010年度の2年間のデータを集計した。3年間(大河内C群は2年間)の群れの「集落出没率」が最も高かったのは、城崎A群で85.1%という高い割合を示していた。次いで篠山C群、D群がいずれも72.6%、篠山A群が70.7%、篠山B群が70.0%、美方A群が56.2%、大河内A群が46.2%、大河内B群が45.8%の順で高く、大河内C群が40.2%で最も集落出没率が低かった。

地域ごとに3年間の集落出没率の変化をみると、減少傾向にあるのは美方A群で、2009年度には62.0%だったが、2011年度には50.0%と年々減少していた(図4-12)。2009年に比べて2010年度に一度出没率が増加し、2011年に減少したのは城崎A群、篠山A群であった。城崎A群は、2009年度の84.6%から2010年度90.6%と上昇したが、2011年度は77.9%と2年前よりも減少していた(図4-12)。同様に篠山A群は、2009年度74.2%から2010年度は79.9%まで上昇したが、2011年度は69.6%と、2年前よりも減少していた(図4-14)。出没率が増加傾向にあるのは、大河内B群、篠山C群、篠山D群で、それぞれ2009年度は39.3%、64.6%、61.1%であったが、2011年度は52.0%、77.5%、77.2%に増加していた(図4-13、図4-14)。なお、篠山B群に



については、2009年は発信器が装着されていなかったため調査を実施しなかったが、2010年（70.7%）と2011年（69.6%）ではほとんど差がなかった（図4-14）。また、大河内C群は、2009年度21.4%から2010年度は63.9%と増加したが、2011年度は14.6%にまで減少していた（図4-13）。2011年度は発信器の電波が微弱であったため参考データとなるが、監視員や住民による目撃・被害情報もほとんどなく、実際に出没率が低かった可能性が高い。

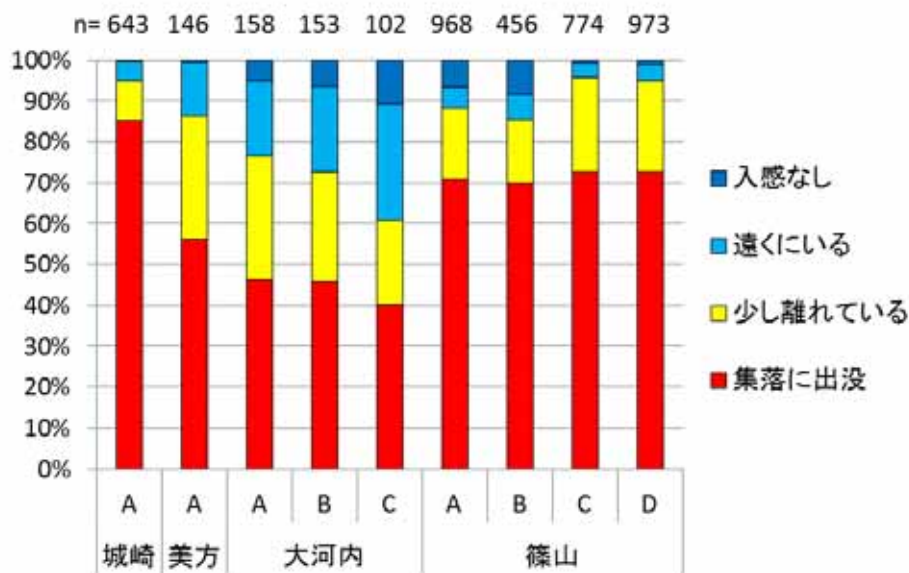


図4-11 全期間を通じた各群れの集落出没状況（2009～2011年度）  
大河内C群については2009～2010年度データを集計

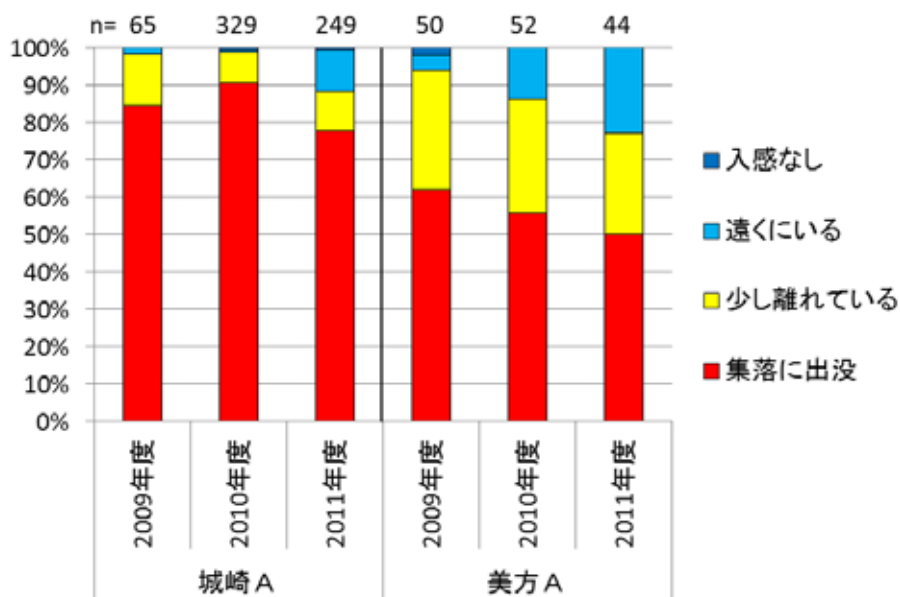


図4-12 城崎A群、美方A群の集落出没率の変化

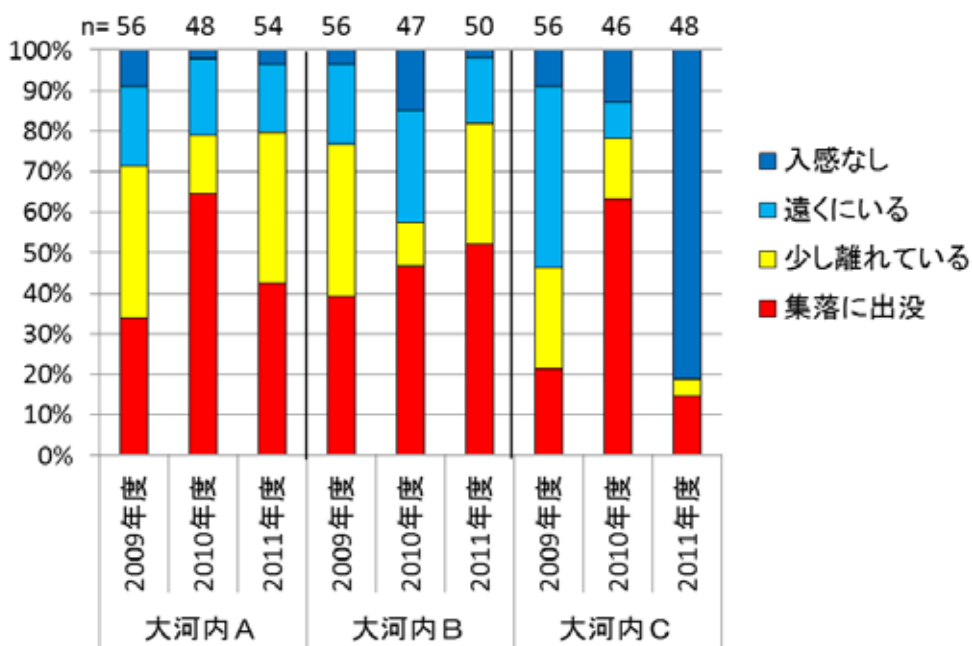


図 4-13 大河内 A・B・C 群の集落出没率の変化

大河内 C 群については、2011 年度は装着していた発信器の電波が微弱となり、位置把握が困難な期間が長かったため、参考データとして掲載。

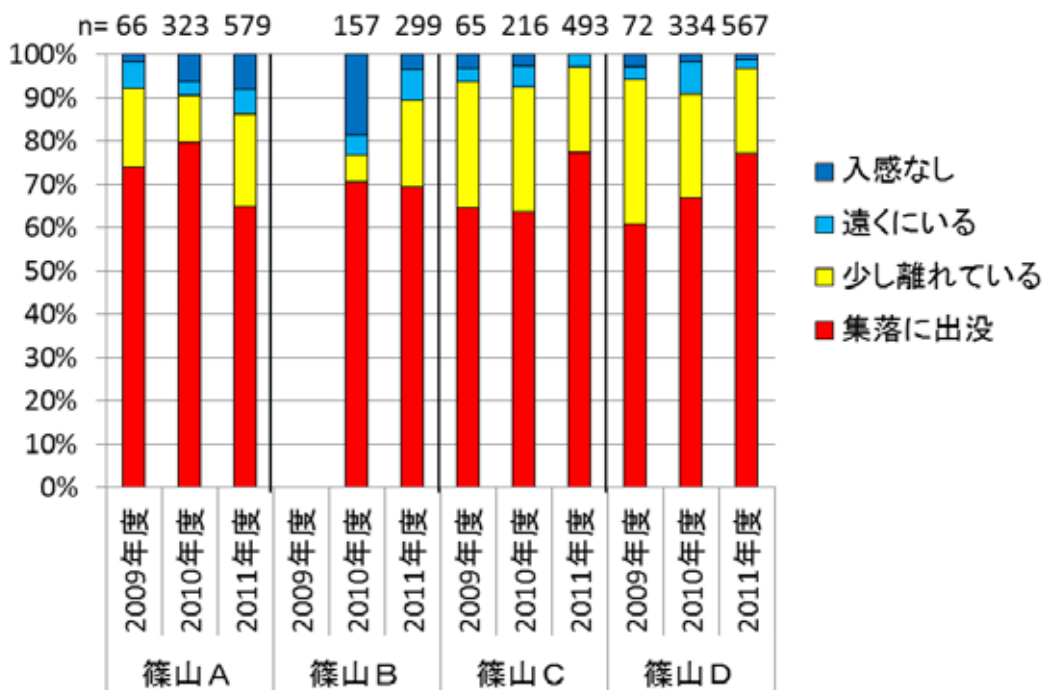


図 4-14 篠山 A・B・C・D 群の集落出没率の変化

## 集落出没时间の行動調査

集落出没时间に目視できた個体の行動調査を行った結果、延べ 3233 個体の行動を観察した。群れごとでみると、篠山 A 群、篠山 B 群については 100 個体を下回ったが、他の群れでは 200 個体以上の行動を記録した。いずれの群れでも、オトナメス、コドモの観察割合が多く、群れの基本的な性・年齢構成を反映させる結果となった（表 4-6）。

集落内で確認された個体の場所を、林縁からの距離別に集計した結果、全 3233 個体中、林縁から 5m 未満の場所で確認された個体が全体の 36.6%、5m 以上・10m 未満が 21.2%、10m 以上・20m 未満が 18.7%、20m 以上・30m 未満が 10.1%、30m 以上・50m 未満が 7.1%、林縁から 50m 以上離れた場所に出没していた個体は 6.2% であり、林縁から遠のくほど出没個体は減少していた。群れごとに集計した結果、林縁から 50m 以上離れた場所での確認割合がもっとも高かったのは大河内 C 群で 26.0%、次いで篠山 C 群で 13.3%、美方 A 群で 11.1% あった（図 4-15）。一方、城崎 A 群や篠山 D 群のように林縁から 50m 以上離れた場所でほとんど出没が確認されなかった群れもあった（図 4-15）。

集落内で観察された個体の行動場所は、全 3233 個体中、「農地」が 44.8%、「道路」が 14.3%、「民家・庭」が 11.3%、「その他」が 29.6% であった。また集落内での行動割合は、「採食」が 47.2%、「移動」が 27.2%、「休息」が 21.5%、「その他」が 4.7% であった。行動していた場所ごとに活動割合を集計した結果、「農地」での活動の 69.8% が「採食」であり、「道路」での行動の 65.8% が「移動」であった（図 4-16）。「民家・庭」で観察された活動の 41.1% が「休息」であり、27.4% が「採食」、26.0% が「移動」であった（図 4-16）。

個体に接近した観察者に対する反応として、「走って去る」割合は大河内・生野地域個体群の 3 群、篠山地域個体群の 4 群で 70% 前後であったのに対し、城崎 A 群、美方 A 群は約 50% にとどまった（図 4-17）。また、城崎 A 群の 5.3%、篠山 B 群の 3.8%、篠山 C 群の 3.9% で「威嚇」する行動が見られ、城崎 A 群では 4.5%（11 回）、美方 A 群では 1.6%（3 回）で「近づいて威嚇」する行動が観察された（図 4-17）。個体に対して 20m 以内まで接近可能だった割合は城崎 A 群（77.7%）、篠山 C 群（59.6%）、篠山 D 群（42.6%）の順で高く、大河内 C 群（22.4%）で最も低かった（図 4-18）。

表 4-6 集落出没时间に行動観察できた個体の内訳

地域個体群	群れ名	オトナ			ワカモノ			コドモ	不明	計
		♂	♀	不明	♂	♀	不明			
豊岡	城崎A	61(14.0)	165(37.8)	4(0.9)	19(4.3)	11(2.5)	20(4.6)	156(35.7)	1(0.2)	437
美方	美方A	27(8.8)	114(37.3)	7(2.3)	16(5.2)	5(1.6)	33(10.8)	101(33.0)	3(1.0)	306
大河内・生野	大河内A	69(11.8)	178(30.5)	20(3.4)	29(5.0)	15(2.4)	58(9.9)	205(35.1)	11(1.9)	584
	大河内B	42(13.5)	106(34.0)	25(8.0)	11(3.5)	7(2.2)	32(10.3)	88(28.2)	1(0.3)	312
	大河内C	14(6.4)	65(29.7)	17(7.8)	23(10.5)	7(3.2)	20(9.1)	73(33.3)	0(0.0)	219
篠山	篠山A	47(14.7)	115(35.9)	9(2.8)	14(4.4)	13(4.1)	34(10.6)	88(27.5)	0(0.0)	320
	篠山B	5(7.8)	17(26.6)	5(7.8)	6(9.4)	4(6.3)	8(12.5)	19(29.7)	0(0.0)	64
	篠山C	16(17.8)	26(28.9)	6(6.7)	8(8.9)	3(3.3)	8(8.9)	23(25.6)	0(0.0)	90
	篠山D	130(14.4)	284(31.5)	3(0.3)	12(1.3)	16(1.8)	79(8.8)	376(41.7)	1(0.1)	901
計		411	1070	96	138	80	292	1129	17	3233

( )内は割合%を示す

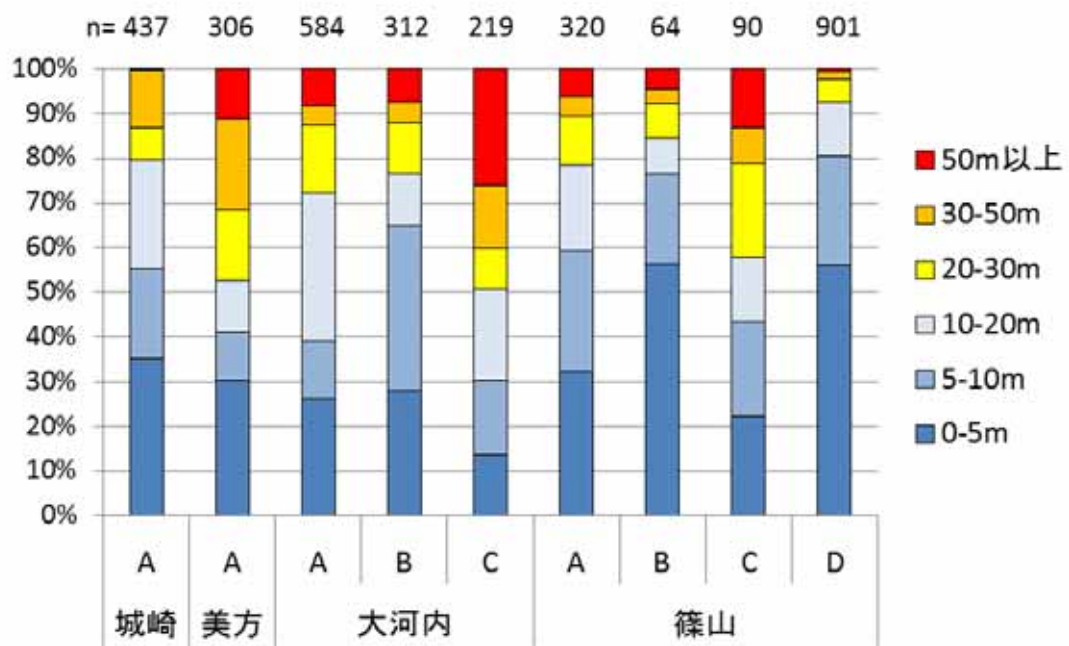


図 4-15 集落出没时间の各個体の活動場所（林縁からの距離）

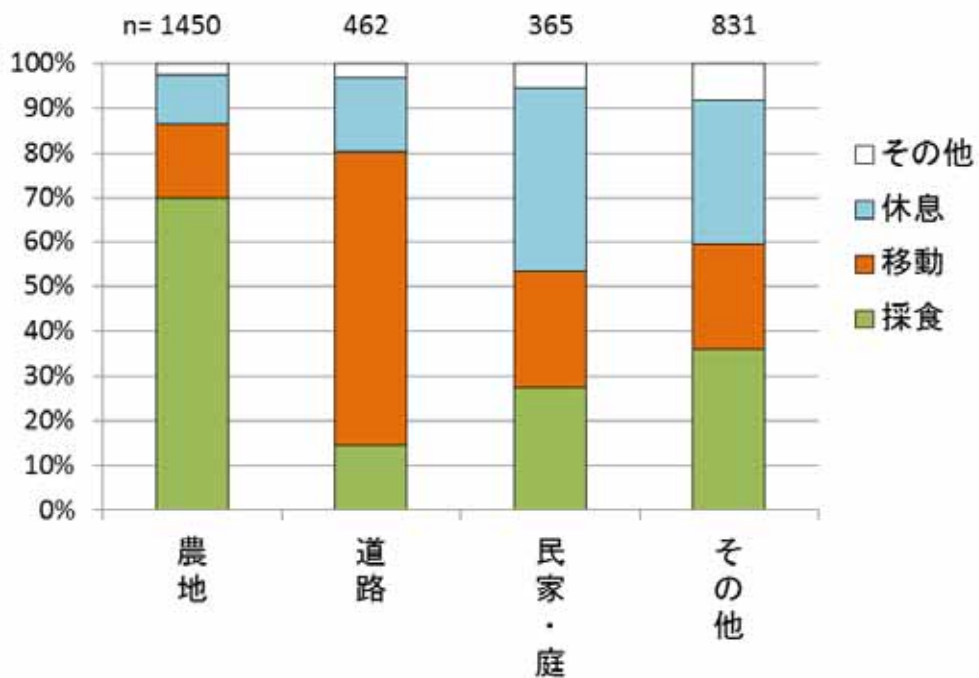


図 4-16 出没时间ごとの活動割合

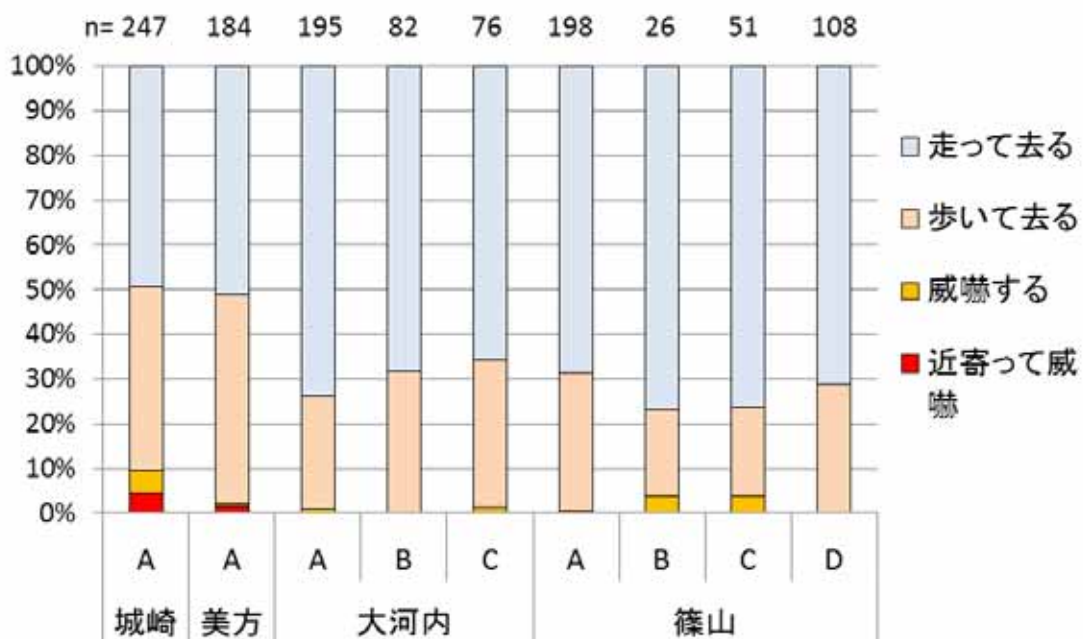


図 4-17 接近時の個体の反応

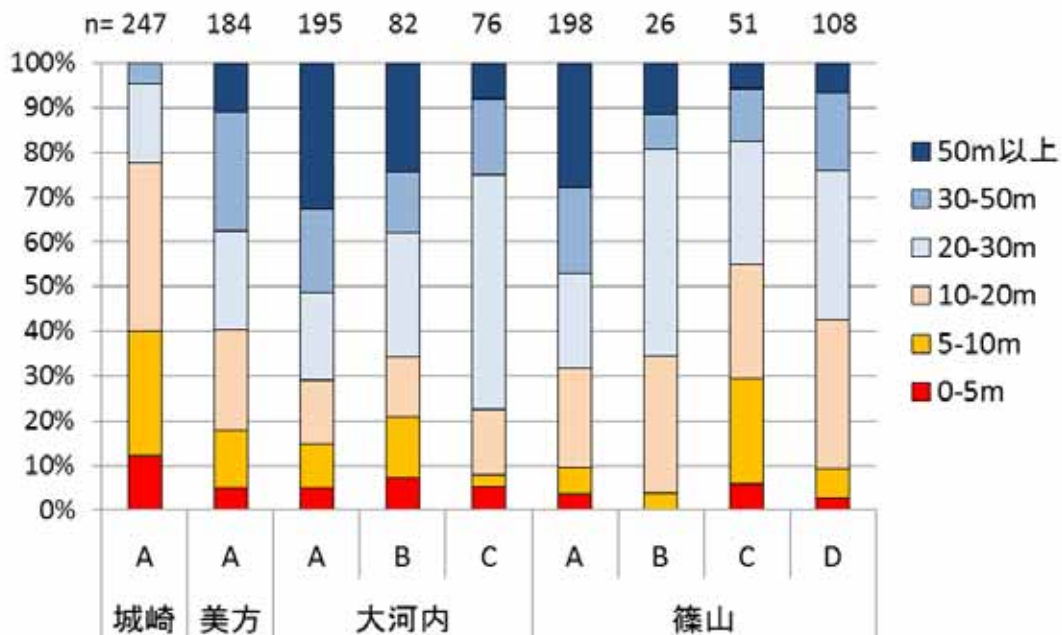


図 4-18 個体への接近可能距離

## 4-4. 考察

### 集落出没状況とその要因

兵庫県では、野生のニホンザルの群れが9群生息しており、そのすべてが集落に出没しているが、集落出没率には群れ間で差があった。ニホンザルの群れによる集落出没の一因として、集団サイズに対して森林内の食物資源量が不足している可能性が考えられる。1980年までに全国各地で実施された自然群に対する調査データによると、落葉樹林帯では、サルにとって利用価値が高いと推測される広葉樹林や混交林面積が1頭あたり8ha以上必要だと考えられている(Takasaki 1981a,b; Furuichi *et al.* 1982)。一方、兵庫県の野生ニホンザル9群の行動域内に占める1頭あたりの自然林・二次林面積は、大河内C群だけが8haを下回っていたが、他の群れでは8haを大きく上回っていた。大河内C群は9群の中では最も集落出没率が低い群れ(40.2%)であり、集落出没率が70%を超えていた城崎A群、篠山A群、篠山B群、篠山C群、篠山D群の行動域内には、十分な自然林・二次林面積が存在することが分かった。したがって、いずれの群れにおいても、集団サイズに対する森林内の食物資源量の不足が主な集落への出没の要因となっている可能性は低く、質の高い採食場所である農地や集落環境への選好の結果、集落に頻繁に出没していると考えられた。また、行動調査により、集落に出没する個体は、農地では採食割合を高め、道路では移動割合を高めるなど、環境に応じて、行動様式を変化させていることも明らかとなった。なかには、篠山A群や篠山B群のようにかなり広い行動域を持つ群れも存在したが、行動域内の自然林を利用しているわけではなく、農耕地周辺に対する選好の結果、広範囲な行動域を持つようになったと推測される(図4-7; 4-8)。一方、2007~2009年度の篠山C群は、行動域が2.7km<sup>2</sup>と非常に小さかったが、行動域内に多く農耕地が含まれており(図4-9)、また小集団であることから、特定の集落に対する選好を高める行動様式をとっていた可能性がある。

このように考えると、群れによる集落出没率の差は、集落環境や人に対する順応程度の違いによって生じている可能性もある。たとえば、もっとも集落出没率の高かった城崎A群は、接近時の個体の反応や個体への接近可能距離の結果から、もっとも人馴れ程度が促進している群れであることが推測された。一方、大河内C群のように集落出没率は低く個体への接近可能距離も短い、林縁からの50m以上離れた距離での行動割合が高い群れも存在した。この群れでは、冬期に行動域内にある牧草地での採食行動が頻繁に観察されていることから、人から追い払いを受けない時期に行動を柔軟に変化させていた可能性もある。今後、十分なデータを蓄積し、集落環境の食物資源量や追い払い努力量を定量的に把握したうえで、人や集落環境への馴化の程度が集落出没率に与える影響を検討する必要がある。

### 群れの行動域の変化とその要因

各群れの行動域の経年変化を見ると、2010~2011年度は城崎A群、大河内B群、篠

山 A 群、篠山 B 群、篠山 C 群、篠山 D 群で出没地域が拡大していた。ただし、いずれも 2007～2009 年度に取得された位置データが少なく、出没範囲を過少評価している可能性がある。たとえば、城崎 A 群では、行動域が南北に拡大しているが（図 4-2）、頻度は少ないが、2009 年度以前にもこれらの地域で出没情報が市役所に寄せられていた（豊岡市役所、私信）。また篠山 A 群、篠山 B 群、篠山 C 群については、2007～2009 年度は発信器が未装着の期間があった。したがって、これら 3 群については、本来の出没範囲を十分に把握するほどの調査ができなかった可能性があった。

一方、2010～2011 年に観測された篠山 C 群の行動域の西・東・南端の地域（図 4-9）と、篠山 D 群の行動域の東・南端の地域（図 4-10）は、2009 年以前に出没したという報告はほとんどなかった。大河内 B 群でも、2010～2011 年度は、これまでの行動域から大きく北に離れた朝来市管内で初めて出没が確認されており（図 4-5）、これらの群れは、サンプルサイズに起因する問題を考慮しても、行動域が拡大傾向にあることが示唆された。

行動域が拡大した要因としては、個体数の増加や被害対策の影響を考慮する必要がある。まず、個体数の影響について検討すると、2009 年から実施されているニホンザル個体数調査結果（鈴木ほか 2013a）によれば、篠山 C 群の個体数は、2009 年は 24 頭、2011 年は 33 頭と総数は増加しているが、オトナメス数は 8 頭のまま変化がなかった。また、篠山 D 群については、2009 年は 32 頭、2011 年は 35 頭と、ほとんど変化がなく、大河内 B 群については、2009 年は 71 頭、2010 年は 90 頭と増加したが、その後有害捕獲が進み、2011 年には 56 頭にまで減少していた。これらのことから、個体数の増加が行動域拡大の主要な要因であった可能性は低いと考えられた。

次に、被害対策の影響についてであるが、これまで報告がなかった地域への出没は、それまで出没していた地域で被害が多かった夏期に確認されていた。被害が集中していた集落でエサ資源の低減や追い払いなどの対策が進行したことで、食物利用可能性の高い他地域に群れの行動域が拡大した可能性について、十分に検討する必要がある。残念ながら、これらの地域においてどのような対策が進行したか定量的な把握は行われていないが、たとえば、これまで篠山 C 群の出没が非常に多かった 2 集落では、追い払い研修会を実施するほか、サル用電気柵のモデル実証展示を行い、サルに有効な電気柵を設置する圃場が増加していた。同様に大河内 B 群が生息する神河町でも、集落周囲にサルの侵入防止用の電気柵を共同で設置するほか、個人的にも電気柵を設置する圃場が増加していた。また、サルの被害を継続的に受ける集落では、耕作を放棄したり、サルの嗜好性の高い作物の栽培をやめる農家も多いことも、結果的に集落内のエサ資源量の低減に寄与した可能性がある。

他地域の事例では、集落が主体となった追い払い（山端 2010；中田ほか 2013）や、誘引要因となっているクワの木の伐採（斉藤 2006）、効果的な防護柵の設置率向上（鈴木ほか 2013c）により、その後の被害や出没回数が減少した事例が報告されている。今後は各地で進められている被害対策が群れの行動域や土地利用に与える影響を検討し

ていく必要があるだろう。一方、大河内 B 群のように、短期間で行動域を大幅に変化させている群れも存在した。仙台市では群れが短期間で 50 km もの大移動をした例も報告されていることから（伊沢ほか 2003）、行動域の変化要因については、地域ごとに慎重に検討する必要がある。

行動域が拡大した群れがある一方、美方 A 群、大河内 A 群については、行動域面積が減少していた。両個体群に対しては、一定期間集中的な有害捕獲が行われており（安井 2013）、その結果、美方 A 群については、2009 年の 51 頭から 2011 年の 35 頭へ、大河内 A 群については、2009 年の 82 頭から 2011 年の 43 頭へ、それぞれ個体数が減少していた。両個体群とも取得できた位置情報のサンプルサイズが小さく、現段階では、十分な検討を行うことができない。しかし、他地域では群れの頭数を減少させることにより、行動域が縮小した報告もあることから（たとえば群馬県：安富 私信）、今後十分なデータ収集を行うことにより、個体数調整が群れの行動域に与える影響について検討する必要がある。

### 効率的なニホンザル被害管理の推進に向けて

5 年間の調査により、各群れの行動域や集落出没状況に関する基礎的情報を整理するとともに、群れの集落出没に影響を与えている基本的な要因と、最近起こった行動域の変化について考察した。

ニホンザルの被害対策は集落が主体となって実施する必要があると考えられている（井上 2002; 室山 2003）。また、最近の研究では、集落が主体となった対策を進めることで、その集落への群れの出没を低減できることが示されている（斉藤 2006; 山端 2010; 鈴木ほか 2013c; 中田ほか 2013）。このような実証例をもとに、今後も集落主体の対策を推進していく必要がある。しかし、本研究から、集落近郊に行動域を定着させている群れにおいて、特定の集落で被害対策が進んだ場合、群れは行動域を拡大させて、他の集落に出没するなど行動を変化させる可能性も考えられた。もちろん新たな出没地域に対しても、速やかに集落主体の対策を普及させて対応する必要があるが、地域全体の被害軽減を考えた場合、群れの行動域の拡大の抑制や、集落への依存度を軽減させる手法についても同時に検討する必要がある。

今回の分析では、単純に群れサイズが集落出没の主要因となっているとは考えられず、個体数調整だけで群れの集落への依存度を低減させることは難しいと考えられた。しかし、群れの中には人に威嚇するなど、人馴れ程度の非常に高い個体も存在したことから、これらの問題個体を選択的に捕獲することで、群れ全体の人や集落環境に対する馴化レベルを下げる効果も期待される。兵庫県では、2010 年度から問題個体の識別捕獲を実施しており（森光・鈴木 2013）、今後このような選択的捕獲が群れの行動や集落依存度に与える影響を検討する必要がある。

また、一般に個体数が増加すれば群れ全体が必要とする食物量が増加することになり、行動域が拡大することが予想されるが、個体数調整により群れサイズを小さくすること



で、行動域の拡大を抑制できる可能性もある。今回の分析対象となった群れの中でも美方 A 群、大河内 A 群については、一定期間集中的な有害捕獲が行われ、群れの個体数が減少した結果、行動域サイズが縮小する傾向が見られた。

もちろん、群れ全体の集落依存度を低下させるためには、出沒するそれぞれの集落でサルに食べさせず、追い払い等で恐怖心を与えるという地道な対策が必要である。実際、集落における追い払い対策の有無や内容によって、人に対するサルの警戒心に差が表れることが明らかになっていることから（山田 2012）、地域全体で住民による対策実践の向上を図ることは不可欠である。そのうえで、問題個体の選択的捕獲や群れサイズの管理などを組み合わせ、ニホンサルの被害管理を効率的に推進するための手法選択とその効果検証を進める必要がある。

兵庫県に生息する群れの多くは、すでに集落近郊に行動域を定着させている状況であり、本稿では、このような条件下において被害対策の推進が群れの行動域の変化に与える影響を論じたが、全国では、森林から集落近郊へ行動域を移行させている最中の群れも多い。分布が集落近郊に拡大傾向にある場合には、その最前線で被害対策をしっかりと行い、行動域が集落側へ拡大するのを防止することが重要といえる。

今回用いた集落出沒状況の判定（表 4-3）は、簡易的に集落出沒率を把握できる方法であり、群れの集落依存度の指標として使用できる可能性がある。2009～2011 年の 3 年間でも、群れごとに集落出沒率の増減が見られた（図 4-12～4-14）が、2011 年度の城崎 A 群、篠山地域の 4 群以外は、月 4 回程度の調査によるもので、サンプリングバイアスが生じている可能性もある。兵庫県では、2012 年度より、全地域で活動しているサル監視員が、追い払いや住民指導の業務の傍ら、この判定手法を用いてデータを収集する体制を構築している。今後、個体数の増減や各地の被害対策の推進状況を定量的に把握し、群れの行動域の変動や集落出沒率にどのような影響を与えるかについて注意深くモニタリングしていく必要がある。

## 引用文献

- Altmann J (1974) Observational Study of Behaviour: Sampling Methods. *Behaviour* 49:227-267.
- Beyer H L (2004) Hawth's analysis tools for ArcGIS [online]: <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- Cochran WW, Lord Jr RD (1963) A radio-tracking system for wild animals. *The Journal of Wildlife Management* 27: 9-24.
- Furuichi T, Takasaki H, Sprague DS (1982) Winter Range Utilization of a Japanese Macaque Troop in a Snowy Habitat, *Folia Primatologica* 37: 77-94.
- 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.

- 伊沢敏生・宇野壮春・藤田裕子 (2003) 宮城県北部・色麻町の市街地に突然現れた由来不明のニホンザル集団を追う。「県北・色麻町に現れた謎のニホンザル集団の記録」, 宮城県のニホンザル第 14 号, pp.1-17. 宮城のサル調査会.
- 室山泰之 (2003) 里のサルとつきあうには—野生動物の被害管理. 京都大学出版会.
- 森光由樹・鈴木克哉 (2013) 兵庫県におけるニホンザル問題個体の選択捕獲による絶滅回避と被害軽減.「兵庫県におけるニホンザル地域個体群の管理手法」,兵庫ワイルドライフモノグラフ 5 号, pp.72-79. 兵庫県森林動物研究センター.
- 中田彩子・鈴木克哉・稲葉一明 (2013) 兵庫県における集落主体のニホンザル追い払い事例.「兵庫県におけるニホンザル地域個体群の管理手法」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 5 号, pp.102-114. 兵庫県森林動物研究センター.
- 斉藤千映美・森光由樹・清野紘典 (2006) 実験的環境改変がニホンザル(*Macaca fuscata*)の行動域利用に与える影響.哺乳類科学 46: 63-64.
- 坂田宏志・鈴木克哉 (2013) モンテカルロシミュレーションによるニホンザル群の存続確率の推定. 兵庫ワイルドライフレポート 1: 75-79. 兵庫県森林動物研究センター.
- 鈴木克哉・森光由樹・山田一憲・坂田宏志・室山泰之 (2013a) 兵庫県に生息するニホンザルの個体数とその動向. 兵庫ワイルドライフレポート 1: pp.68-74. 兵庫県森林動物研究センター.
- 鈴木克哉・中田彩子・森光由樹・安井淳雅 (2013b) 兵庫県におけるニホンザル監視員制度の成果と課題.「兵庫県におけるニホンザル地域個体群の管理手法」,兵庫ワイルドライフモノグラフ 5 号, pp60-71. 兵庫県森林動物研究センター.
- 鈴木克哉・山端直人・中田彩子・上田剛平・稲葉一明・森光由樹・室山泰之 (2013c) 有効な防護柵設置率が向上した集落におけるニホンザル出没率の減少.「兵庫県におけるニホンザル地域個体群の管理手法」,兵庫ワイルドライフモノグラフ 5 号, pp.94-101. 兵庫県森林動物研究センター.
- Takasaki H (1981a) On the deciduous-evergreen zonal gap in the per capita range area of the Japanese macaque troop from north to south : a preliminary note.*Physiology and ecology Japan* 18: 1-5.
- Takasaki H (1981b) Troop size, habitat quality, and home range area in Japanese macaques. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 9: 277-281.
- 山田彩 (2012) 追い払い手段の異なる集落間におけるニホンザル逃走開始距離の差異. 霊長類研究 28:13-19.
- 山端直人 (2010) 集落ぐるみのサル追い払いによる農作物被害軽減効果—三重県内 6 地区での検証. 農村計画学会誌 28: 273-278.
- 安井淳雅 (2013) 兵庫県のニホンザルによる被害の現状と対策.「兵庫県におけるニホンザル地域個体群の管理手法」,兵庫ワイルドライフモノグラフ 5 号, pp2-18.兵庫県森林動物研究センター.