

千葉県におけるアライグマの個体数試算（2009 年）

浅田正彦¹・篠原栄里子²

1 千葉県生物多様性センター

2 千葉県環境生活部自然保護課

摘 要：千葉県内に生息するアライグマ (*Procyon lotor*) について、捕獲効率（CPUE）の分析や、寺社建造物における痕跡調査、過去の調査結果から生息密度構造を明らかにし、全県の個体数を試算した。その結果、市町村毎の生息密度は最大がいすみ市の 11.0 頭 /km²、平均が 2.8 頭 /km² だった。また、全県の頭数は 9,653 頭となり、県全体での個体数増加が推測された。また、千葉県アライグマ防除実施計画の防除目標を達成するため、確率論的シミュレーションを用いて、捕獲規模を分析したところ、長生・夷隅地域において、今後年間で 2,000 ～ 2,500 頭捕獲すべきと考えられた。

はじめに

アライグマ (*Procyon lotor*) は北米原産の中型哺乳類で、国内では 1962 年に愛知県で野生化が確認された以降、全国で飼育個体の放逐がみられ、現在、全都道府県で生息が確認されている外来生物である（池田 2006、金城・谷地森 2007）。千葉県においては、1990 年代に飼育個体由来の個体目撃情報が複数あり、1996 年の御宿町での繁殖事例をかわきりに、野外で定着し、分布が拡大していった（落合ほか 2002）。これに伴い、2003 年頃からは農作物被害が発生し、有害獣捕獲が開始され、2008 年度は狩猟と有害獣捕獲あわせて 874 頭が捕獲された。

本種の在来種への影響について、北海道のアオサギの繁殖コロニーを営巣放棄させた報告（池田 1999）や、神奈川県において希少種のトウキョウサンショウウオを捕食する報告（金田 2008）がされている。千葉県においても、在来の希少種であるニホンイシガメを捕食し、大きなインパクトを与えている可能性が指摘されており（NPO カメネットワークジャパン私信）、実態調査を開始している。このようにアライグマは自然生態系へも影響を及ぼすことから、外来生物法により、特

定外来生物に指定されており、千葉県では 2008（平成 20）年に千葉県アライグマ防除実施計画を策定し、早急な防除を実施している。この計画の中で、生息状況のモニタリングを実施し、防除の効果検証を行うとともに、その結果を防除事業に適切に反映していくこととしている。そこで、2009 年時点での生息密度の地域的な高低の状況を把握するために県や市町村が実施した捕獲事業における捕獲効率や、寺社建造物における痕跡調査などを分析し、県内の密度構造の状況について明らかにするとともに、全県の個体数を試算したので、ここに報告する。

調査方法

1 CPUE による生息密度推定

2006 年および 2007 年の 7 ～ 8 月に、いすみ市、印西市、御宿町、酒々井町において生息密度推定のための除去法調査が実施された（千葉県・セレス 2006、千葉県・自然環境研究センター 2008）。この捕獲事業における捕獲効率（100 ワナ日あたりの捕獲頭数）と、除去法による推定生息密度の関係を回帰分析した。千葉県・セレス（2006）と千葉県・自然環境研究センター（2008）における除去法の分析結果については、一部に計

算方法に誤りがあったので、捕獲結果に基づき修正した値を用いた。

県内のアライグマの捕獲事業（外来生物法による防除と鳥獣保護法による有害捕獲）に際し、実施主体である各市町村から月ごとに捕獲に要したワナ日数が県自然保護課に報告されている。そこで、2007年度と2008年度の捕獲効率の季節変動を検討するとともに、6～8月に捕獲が実施された市町におけるワナ日データのうち、3ヶ月間に100ワナ日の捕獲を実施した市町の捕獲効率（以下、夏CPUEとする）から、上記の回帰式を用いて生息密度を推定した。

2 生息頭数の推定

全県各市町村の生息頭数を下記のデータの信頼度の異なる4つの調査方法による推定密度と、生息可能面積（2000年農林業センサスによる林野面積と農林水産省平成16年度作物統計調査による耕地面積の合計とした）から試算した。

まず、1で算出した夏CPUEが算出できる市町については、上記の値を用いた。この方法は4つの推定方法のうち、最もデータの信頼度の高いものである（信頼度Ⅰとする）。

次に6月から3月までに実施された年間の捕獲効率（以下、年CPUEとする）と、夏CPUEによる推定生息密度の関係を回帰分析し、その回帰式を用いて密度を推定した。年間のワナ日データが提出されている市町のうち、年間100ワナ日の捕獲を実施した市町村について算出し、夏CPUEによる密度推定ができなかった市町について補完した。この方法は4つの推定方法のうち、夏CPUEに次いでデータの信頼度の高いものである（信頼度Ⅱとする）。

3つめの方法として、2008～2009年にいくつかの市町村において実施してきた管内の寺社建造物の柱などにある爪痕、足跡などの痕跡調査に基づき、調査寺社のうち痕跡が確認された寺社の割合（以下、寺社痕跡確認率とする）と年CPUEとの関係を求め、夏CPUEへの変換式から密度を試算した。回帰分析の独立変数は寺社痕跡確認率を逆正弦変換した値を用いた。この方法はさらに上記2つの方法よりも信頼度が低い（信頼度Ⅲとする）もので、信頼度ⅠやⅡで推定できなかった市町村について痕跡調査が行われた市町について補完する意味で計算した。

最後に、上記の3つの方法でも密度を推定できなかった市町村については、2006年度および2007年度に実施された県内各市町村の担当者や関係機関、鳥獣保護員、自然保護指導員、自治会長などへのアンケート調査（千葉県・セレス2006、千葉県・自然環境研究センター2008）による生息情報を用い、生息の回答が得られた市町村について、仮の生息密度を設定することで、市町村密度を補完して全県の個体数を試算した。採用した密度は、これらの市町では本格的に防除のための捕獲事業が実施されていないほど低密度であると想定されることから、年間捕獲ワナ日が100以下の市町村における寺社痕跡確認率による推定密度の平均値である2.7頭/km²を用いた。この方法の推定値は今回検討した4つの推定方法のうち最も精度の低いものである（信頼度Ⅵとする）。

3 防除目標のための捕獲数

千葉県アライグマ防除実施計画において、アライグマの定着が推定されている市町のうち、特に重点的に対応すべき市町村を重点対応地域として、いすみ市、御宿町、長南町、大多喜町、勝浦市、長柄町の6市町を設定しており、その管理目標として、捕獲により、「おおむね10年以内で、地域での野外からの排除を目指す」としている。

そこで、今年度の分布拡大の状態を考慮し、これら重点対応地域を含む長生、夷隅地域（上記市町に加え、茂原市、一宮町、睦沢町、長生村、白子町）における推定個体数に基づく捕獲目標について検討するために、レスリー行列を用いた確率論的シミュレーション（Akçakaya et al., 1999）を行い、今後捕獲を行う際にどのように個体数が変動する可能性があり、この管理目標を達成させるためにはどのように捕獲すればよいかを検討した。

この長生・夷隅地域の個体数は主に6～8月に行われた夏CPUEに基づき推定しており、出生時期が4月（千葉県・セレス2009）であることから、繁殖後個体数調査（post-breeding census）にもとづくものとした。このモデルではメスのみを対象として扱う。繁殖後個体数調査のレスリー行列は、

$$\begin{bmatrix} N_0(t+1) \\ N_1(t+1) \\ N_{2+}(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} F_0 & F_1 & F_{2+} \\ S_0 & 0 & 0 \\ 0 & S_1 & S_{2+} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} N_0(t) \\ N_1(t) \\ N_{2+}(t) \end{bmatrix}$$

表1. 千葉県長生・夷隅地域のアライグマの確率論的個体数変動予測に用いたパラメータ値

参考にした調査結果			パラメータ			
	構成比率	産子率	Sx		Fx	
			モデル1	モデル2*	モデル1	モデル2
♂ 0才	0.311					
1才	0.151					
2才以上	0.032					
♀ 0才	0.311	0.00	1.00	0.42	0.00	0.00
1才	0.114	2.60	1.00	0.72	1.30	0.94
2才以上	0.082	3.07	1.00	0.84	1.53	1.29
計	1.000					

*)Gehrt and Fritzell(1999) より

表2. 千葉県のアライグマの捕獲効率と除去法による密度推定

7～8月に調査が実施されたものについてしめた。酒々井町では捕獲はされなかったので、生息密度を0と推定した。値はいすみ市、印西市が千葉県・(株)セレス(2006)から、御宿町と酒々井町が千葉県・(財)自然環境研究センター(2008)から引用した。

		捕獲効率	除去法による生息密度推定			生息頭数	ワナ面積	生息密度
			回帰直線					
市町名	捕獲時期	(頭 /100 ワナ日)	回帰式	有意確率	(頭)	(km ²)	(頭 /km ²)	
いすみ市	2006 年 7 ～ 8 月	3.17	y = -0.0673x + 1.4054 *	ns.	26.6	3.02	8.82	
印西市	2006 年 8 月	0.60	y = -0.1552x + 0.4914	p<.05	3.2	2.34	1.35	
御宿町	2007 年 7 ～ 8 月	1.98	y = -0.1279x + 1.3778 *	p<.01	10.8	2.57	4.19	
酒々井町	2007 年 8 月	0.00	—	—	—	—	0.00	

*) 各報告書の捕獲状況のデータをもとに、除去法の分析方法の誤りを訂正した値。

であり、 $N_x(t)$ は x 歳の t 時の個体数 (これを初期個体数とする)、 F_x は x 歳の1個体が生み、 $t+1$ 時まで生き延びる個体数 (これを繁殖率とする)、 S_x は x 歳の個体のうち $t+1$ 時まで生き延びてカウントされる個体数の割合 (これを生存率とする) をしめす。また、生存率を算出する際の死亡要因は自然死亡が想定されており、捕獲によるものは含まれない。

用いた行列要素として、1) 2009 年を開始年 ($t=1$) とし、2006～2009 年度の捕獲個体の性・年齢構成から長生・夷隅地域の推定個体数を基に配分して年齢別初期個体数 ($N_x(2009)$) とした。2) 年齢構成は、2才以上を一括して結合年齢階級として扱った (N_{2+} 、 S_{2+} 、 F_{2+}) 3) 繁殖率 (F_x) については 2006～2009 年度の捕獲個体の年齢別産子率に 0.5 を乗じたものと下記の期間生存率 (S_x) から求めた。また、産子率や生存率に関する環境変動はないものと仮定した。4) アライグマの生存率に関する研究はほとんどなく、アメリカ南部のテキサス州の報

告 (Gehrt and Fritzell 1999) が見られるのみである。この報告は、ワニやコヨーテなどの捕食者が存在している環境下での調査である。そこで、今回は自然死亡が全くないと仮定したときのモデル (モデル1) と、テキサス州データについてシミュレーションを行った (表1)。

作成したレスリー行列について、コンピュータソフト RAMAS Ecolab (Akçakaya *et al.*, 1999) を用いて、10 年間、一定の捕獲を行った際の個体数変動シミュレーションを行った。反復は 1,000 回行った。各年の捕獲規模として、長生・夷隅地域での 2008 年度の捕獲実績がオス、メス含めて 632 頭であることから、同規模の 632 頭を捕獲した時 (モデル1 および 2) と、1,000 頭、2,000 頭、2,500 頭の時 (モデル1) の変動をもとめた (実際の計算はメスのみについて行った)。各年齢における捕獲個体数は 2006～2009 年度の捕獲個体の年齢構成に応じて配分した。

結果と考察

1 CPUE による生息密度推定

これまで調査された千葉県内の除去法による生息密度は、2006 年のいすみ市、印西市（千葉県・セレス 2006）と 2007 年の御宿町、酒々井町（千葉県・自然環境研究センター 2008）である（表 2）。除去法による推定方法では、累積捕獲数と日ごとの捕獲数の関係から個体数を求めるもので、両者の回帰式が統計的に有意になっていなければならないが、いすみ市においては有意でなく、酒々井町では捕獲そのものができなかった。しかし、千葉県において他に精度の高い密度推定に利用できるデータがない現時点では、この除去法による数値を基に算出し、個体数管理を実施しなければならない。そこで、除去法による推定密度と、その捕獲の際の 100 ワナ日あたりの捕獲効率（夏 CPUE）の関係をみると（図 1）、有意に相関しており（ $p < 0.02$, $n = 4$ ）、回帰式は

$$y = 2.702x - 0.296 \quad (R^2 = 0.975) \cdots \cdots (1)$$

であった。ただし、 x は夏 CPUE（頭 / 100 ワナ日）、 y は除去法による生息密度（頭 / km^2 ）を示す。

これまで、市町村が実施する捕獲事業（外来生物法による防除と鳥獣法の有害捕獲とも含める）では、設置したワナ日データが月ごとに集計されており、2008 および 2007 年度の全県での捕獲効率の季節変化をみると（図 2）、6 ～ 8 月に高く、

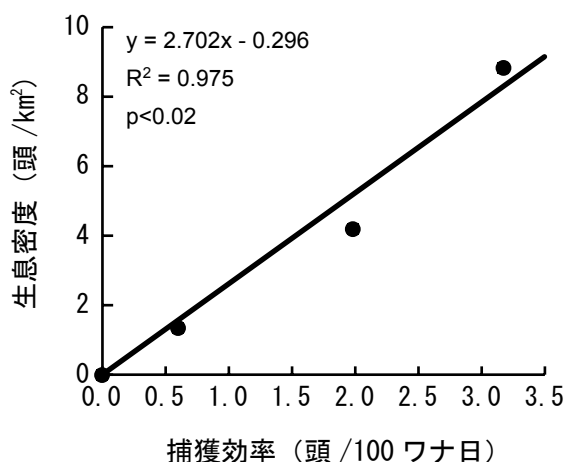


図 1. 千葉県におけるアライグマの捕獲効率と生息密度の関係。除去法調査の際の捕獲効率（頭 / 100 ワナ日）と除去法による推定生息密度（頭 / km^2 ）の関係について示した。図中の式は回帰直線と回帰係数、有意確率を示す。値は表 2 を参照。

11 ～ 12 月にかけて減少し、1 ～ 5 月にかけて再び増加傾向にあることがわかった。6 ～ 8 月に捕獲がしやすくなっていることに関し、4 月に出生した個体が県外へ移動したり、新しい生息地をもとめて分散する個体が捕獲されている可能性が考えられた。

6 ～ 8 月に十分な捕獲（3 ヶ月間に 100 ワナ日以上）を実施した市町村について、(1) 式を用いて、夏時点での生息密度を推定した（表 3）。推定できた市町村は 2007 年度が 7 市町、2008 年度は 10 市町である。これによると、最も密度が高かった市町村は 2008 年のいすみ市で 11.0 頭 / km^2 であった。アライグマの生息密度は環境によって大きく変わり、森林や郊外で広く、都市部で狭い傾向がある（池田 2008）。日本では神奈川県三浦半島で 13.8 頭 / km^2 であり（株式会社野生動物保護管理事務所 2008）、北海道ではおおむね 5.0 頭 / km^2 以下であり、4.1 頭 / km^2 以上を「超高密度地域」として扱っている。今回のいすみ市の値はこれらと比較すると、全国的にみても高い密度で生息しているといえる。

2 生息頭数の推定

夏 CPUE

夏 CPUE による密度推定ができた市町村について、生息面積（2000 年農林業センサスによる林野面積と農林水産省平成 16 年度作物統計調査による耕地面積の合計とした）を用いて生息頭数を推定すると、表 3 のようになり、最も高密度のいすみ

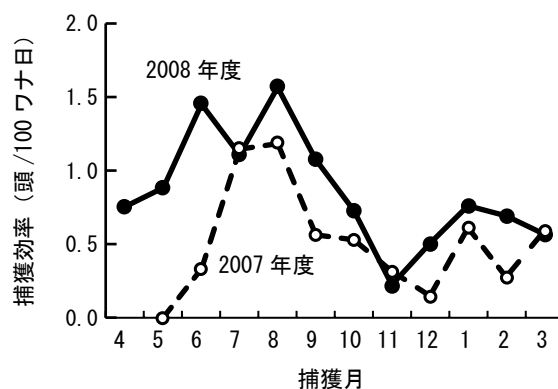


図 2. 千葉県のアライグマの月別捕獲効率（頭 / 100 ワナ日）の季節変化。2007(平成 19)年度（—○—）と 2008(平成 20)年度（—●—）の県全体の捕獲効率について示した。

表3. 千葉県におけるアライグマの推定生息密度 (2007 年および 2008 年の 9 月時点)

6～8 月の捕獲実績の内、100 ワナ日/月以上のものについて計算した。

密度推定に用いた回帰式は本文参照のこと。

		ワナ日 (a)	捕獲数 (b)	捕獲効率 (b/a*100)	推定生息密度 (頭/ km ²)	生息面積 ¹⁾ (km ²)	推定頭数 (頭)
2007 年	市原市	696	8	1.1	2.8	203.1	571
	匝瑳市	104	0	0.0	0.0*	72.6	0
	長南町	372	8	2.2	5.5	47.9	264
	長柄町	123	1	0.8	1.9	32.4	62
	富津市	310	2	0.6	1.4	151.8	220
	睦沢町	271	3	1.1	2.7	23.1	62
	木更津市	920	7	0.8	1.8	74.2	131
2008 年	いすみ市	720	30	4.2	11.0	105.8	1160
	一宮町	192	4	2.1	5.3	12.7	68
	市川市	124	0	0.0	0.0*	7.2	0
	袖ヶ浦市	888	16	1.8	4.6	46.9	215
	長南町	535	9	1.7	4.3	47.9	204
	長柄町	1406	12	0.9	2.0	32.4	65
	富津市	1840	17	0.9	2.2	151.8	334
	睦沢町	1179	13	1.1	2.7	23.1	62
	茂原市	355	7	2.0	5.0	53.3	268
	木更津市	1660	17	1.0	2.5	74.2	183

*) 推定の回帰式では負の値になるが、0 頭とした。

1) 生息面積は、2000 年農林業センサスによる林野面積と、農林水産省「平成 16 年作物統計調査」による耕地面積の計とした。

市で 1160 頭生息すると算出された。また、2007 と 2008 年の両年で推定できた市町村では、富津市や木更津市で増加傾向にあり、長柄町や睦沢町では大きな増加はみられなかった。また、長南町では推定頭数が減少傾向にあることがわかった。

年 CPUE

上述したように捕獲効率には季節変動があるが、年間を通じての捕獲効率 (年 CPUE) と夏の捕獲効率 (夏 CPUE) は相関していることが考えられたため、両者の回帰分析 (夏 CPUE については (1) 式を用いて密度換算したものを使用) を行うと (図 3)、両者は有意な相関関係 ($p < 0.005$) にあり、

$$y = 2.991x + 1.666 \quad (R^2 = 0.709) \dots (2)$$

であった。ただし、 x は年 CPUE (頭/100 ワナ日)、 y は夏 CPUE による推定生息密度 (頭/ km²) を示す。この年 CPUE による生息頭数の推定を十分な捕獲 (1 年間で 100 ワナ日以上) を行った市町村について行くと、表 4 のように、21 市町村について推定することができた。これらの推定方法は、除去

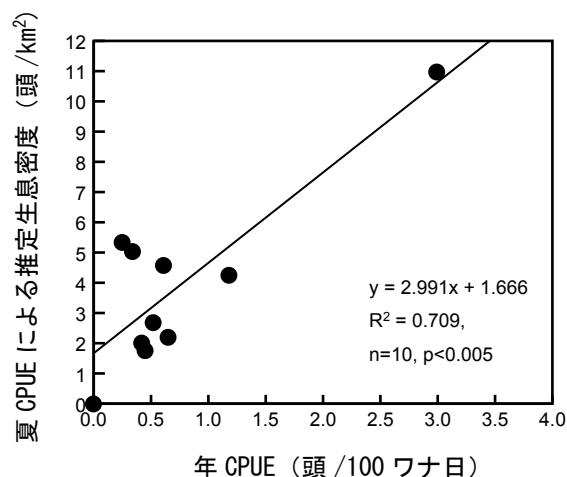


図3. 千葉県におけるアライグマの年 CPUE と夏 CPUE による推定生息密度の関係. 2008 年 6 月～2009 年 3 月の捕獲効率 (年 CPUE) と 2008 年 6～8 月の捕獲効率 (夏 CPUE) から換算した推定生息密度の関係を示した。各捕獲効率は 100 ワナ日以上実施した市町村について示した。

法による推定密度から夏 CPUE へ変換して、さらに年 CPUE へ変換したもので、方法で述べたようにデータの信頼度は夏 CPUE による推定よりも劣るが、夏に十分な捕獲事業を実施できなかった市町村においても推定をすることが可能となった。

表 4. 千葉県のアライグマの生息頭数試算 (2009)

調査は 2008 ～ 2009 年に実施した。各調査の詳細や信頼度については本文参照。トーンは採用した調査方法の推定密度を示す。

地域	市町村名	夏 CPUE				年 CPUE				06～07 アンケート				生息可能面積 (km ²)	推定生息頭数 (頭) (信頼度)		
		ワナ日 (a)	捕獲数 (b)	CPUE (b/a*100) (頭/km ²)	推定密度 (頭/km ²)	ワナ日 (c)	捕獲数 (d)	CPUE (d/c*100) (頭/km ²)	推定密度 (頭/km ²)	調査数	確認数	確認率 (%)	逆正弦変換値 (頭/km ²)			仮定密度 (頭/km ²)	回答
千葉	千葉市	-	-	-	-	148	0	0	1.7	-	-	-	-	1.7	95.22	159 II	
	習志野市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.52	0	
	八千代市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.51	45 VI	
	市原市	-	-	-	-	2577	1	0	1.8	7	2	28.6	0.564	2.7	203.08	362 I	
東葛飾	市川市	124	0	0.0	0.0	124	0	0	1.7	11	1	9.1	0.306	0.0	7.16	0 I	
	船橋市	-	-	-	-	-	-	-	-	33	6	18.2	0.441	2.5	19.78	50 III	
	松戸市	-	-	-	-	695	0	0	1.7	12	0	0.0	0.000	0.5	10.24	17 II	
	野田市	-	-	-	-	-	-	-	-	10	1	10.0	0.322	2.0	34.81	69 III	
印旛	柏市	-	-	-	-	-	-	-	-	33	3	9.1	0.306	1.9	38.99	75 III	
	流山市	-	-	-	-	-	-	-	-	12	1	8.3	0.293	1.9	9.77	18 III	
	我孫子市	-	-	-	-	-	-	-	-	24	5	20.8	0.474	2.7	14.97	40 III	
	鎌ヶ谷市	-	-	-	-	-	-	-	-	18	0	0.0	0.000	0.5	6.42	4 III	
山武	浦安市	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	9.1	0.306	1.9	0	0 III	
	成田市	-	-	-	-	1843	0	0	1.7	10	4	40.0	0.685	3.6	119.56	199 II	
	佐倉市	-	-	-	-	-	-	-	-	20	5	25.0	0.524	2.9	52.86	152 III	
	四街道市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.15	41 VI	
香取	八街市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49.96	135 VI	
	印西市	-	-	-	-	-	-	-	-	16	2	12.5	0.361	2.2	24.59	53 III	
	白井市	-	-	-	-	-	-	-	-	19	3	15.8	0.409	2.4	16.15	38 III	
	富里市	-	-	-	-	-	-	-	-	24	7	29.2	0.571	3.1	34.2	106 III	
海匠	酒々井町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.27	28 VI	
	印旛村	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27.97	76 VI	
	本埴村	-	-	-	-	-	-	-	-	9	2	22.2	0.491	2.7	13.9	38 III	
	栄町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.23	0	
山武	香取市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170.18	459 VI	
	神崎町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12.06	0	
	多古町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	51.81	140 VI	
	東庄町	-	-	-	-	171	1	1	3.4	-	-	-	-	-	27.06	92 II	
山武	銚子市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43.6	239 III	
	旭市	-	-	-	-	-	-	-	-	10	8	80.0	1.107	5.5	82.83	174 III	
	匝瑳市	-	-	-	-	-	-	-	-	43	5	11.6	0.348	2.1	72.61	222 III	
	東金市	-	-	-	-	-	-	-	-	14	4	28.6	0.564	3.1	54.35	91 II	
長生	大網白里町	-	-	-	-	120	0	0	1.7	3	0	0.0	0.000	0.5	34.66	58 II	
	九十九里町	-	-	-	-	102	0	0	1.7	19	1	5.3	0.231	1.6	13.29	21 VI	
	山武市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	105.32	284 VI	
	横芝光町	-	-	-	-	-	-	-	-	16	0	0.0	0.000	0.5	44.68	24 III	
夷隅	芝山町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29.71	80 VI	
	茂原市	355	7	2.0	5.0	2065	7	0	2.7	-	-	-	-	-	53.29	268 I	
	一宮町	192	4	2.1	5.3	1978	5	0	2.4	8	?	-	-	-	5.3	12.74	68 I
	睦沢町	1179	13	1.1	2.7	4270	22	1	3.2	-	-	-	-	-	23.13	62 I	
安房	長生村	-	-	-	-	995	9	1	4.4	9	3	33.3	0.615	3.3	14.77	65 II	
	白子町	-	-	-	-	630	0	0	1.7	4	3	75.0	1.047	5.2	15.12	25 II	
	長柄町	1406	12	0.9	2.0	3604	15	0	2.9	-	-	-	-	-	2.0	32.38	65 I
	長南町	535	9	1.7	4.3	1184	14	1	5.2	-	-	-	-	-	4.3	47.89	204 I
君津	勝浦市	-	-	-	-	4410	5	0	2.0	-	-	-	-	-	2.0	69.09	139 II
	大多喜町	-	-	-	-	1080	0	0	1.7	-	-	-	-	-	1.7	101.15	169 II
	いすみ市	720	30	4.2	11.0	6990	209	3	10.6	6	6	100.0	1.571	7.5	105.79	1,160 I	
	御宿町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.0	17.12	46 VI
南房総	館山市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.7	17.12	46 VI
	鴨川市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.5	67.86	305 III
	南房総市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.7	143.36	387 VI
	鋸南町	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.7	163.7	442 VI
袖ヶ浦	木更津市	1660	17	1.0	2.5	3765	17	0	3.0	-	-	-	-	-	2.5	32.15	87 VI
	君津市	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.7	74.21	183 I
	富津市	1840	17	0.9	2.2	5960	39	1	3.6	-	-	-	-	-	7.5	244.38	1,843 III
	袖ヶ浦市	888	16	1.8	4.6	3950	24	1	3.5	14	4	28.6	0.564	3.1	2.2	151.84	334 I
合計														4.6	46.93	215 I	
																9,653	

*) 印旛村においては 2006 ～ 2007 年のアンケートでは情報が得られていないが、生息情報 (金田正人民私信) が得られていることから生息ありとして扱った。

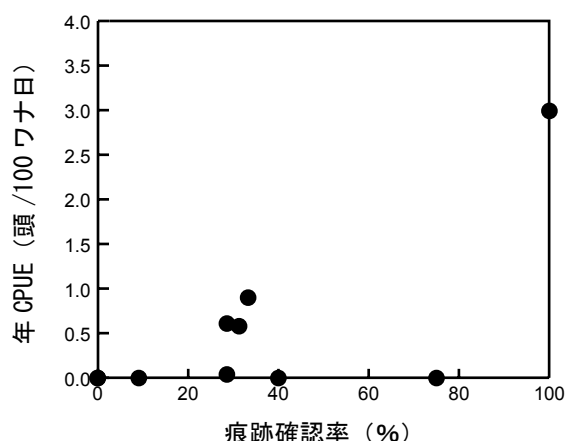


図4. 千葉県におけるアライグマの痕跡がみられた寺社の割合と捕獲効率の関係。2008年～2009年に実施した市町村毎の寺社建造物にみられた痕跡確認率(%)と2008年6月～2009年3月の捕獲効率について関係を示した。捕獲効率は100ワナ日以上実施した市町村について示した。

寺社痕跡確認率

上述の方法を用いて密度推定できなかった市町村について、生息密度の概略を把握するために、市町村ごとに実施した寺社建造物の痕跡確認率をまとめた(表4)。アライグマは、繁殖場所やねぐらとして寺社建造物等の屋根裏などを利用する際、柱や壁などに力強い爪痕や足跡等の痕跡を残すことから、市町村域を網羅する寺社の痕跡を調査することにより、生息密度の概略を把握できる。寺社調査を行った市町村は30市町村で、この内、夏CPUE、年CPUEのどちらの推定もできなかった市町村(すなわち、十分な捕獲事業が行われなかった市町村)は、19市町村であった。この痕跡確認率と、年CPUEとの関係を調べると、有意に相関しており、回帰式は

$$y = 1.489x - 0.374$$

$$(R^2=0.554, n=10, p<0.02) \cdots \cdots (3)$$

となった(図4は逆正弦変換する前の痕跡確認率について示した。)。ただし、 x は痕跡確認率を逆正弦変換した値を、 y は年CPUE(頭/100ワナ日)を示す。この(3)式と(2)式から、痕跡確認率から生息密度への変換式を作り、調査市町村の密度を推定すると、最大でいすみ市が7.5頭/km²と推定された(表4)。また夏CPUE、年CPUEどちらの推定もできなかった19市町村の平均は2.7頭/km²であった。

全県個体数推定

全県の推定個体数を試算するために、上記の夏CPUE、年CPUE、寺社痕跡確認率のいずれの調査でも密度が推定できなかった市町村(16市町村)のうち、2006～2007年に実施されたアンケート調査(千葉県・セレス 2006、千葉県・自然環境研究センター 2008)において生息回答が得られた市町村およびその後生息情報が得られた印旛村について、2.7頭/km²と仮定して、市町村別生息頭数を推定した(表4、採用した密度はトーンで表示し、最右列に採用した推定方法に応じたデータ信頼度を示した)。これによると、全県の56市町村の内、アライグマの生息が確認されていない習志野市、栄町、神崎町の3市町村を除くと、平均2.8頭/km²(標準偏差1.8)であった。市川市については、寺社の痕跡が確認されているが、より精度の高いCPUEの0頭/km²を採用した。

これらの推定密度(仮定密度を含む)の分布状態をみると(図5)、いすみ市を中心として長生・夷隅地域から君津市、袖ヶ浦市にかけての房総半島の中部に密度の高い地域が集中しており、北総地域では比較的低密度地域が広く分布している状態が明らかになった。

この生息密度と、生息可能面積から各市町村の生息頭数を試算すると、最大は君津市の1,843頭で、平均172頭(標準偏差290頭)となった。また、千葉県全体の2009年におけるアライグマの生息頭数は9,653頭と試算され、約1万頭のアライグマが生息することがわかった。2007年度にはアンケート調査の回答率に基づき、約1,000～7,000頭と推定されていることから、県内全体での個体数増加が推測された。ただし、今回試算した推定値は多くの仮定と、大きな推定誤差を含むものであり、今後、順応的管理の考え方に従い、推定方法の方法論的検討により、修正されるべきものであることに注意を要する。

3 防除目標のための捕獲数

このように、全県の推定頭数(9,653頭)については多くの推定誤差が含まれているものの、信頼度IやIIの推定値については一定の信頼性のあるデータである。これらの信頼性の比較的高い推定値が得られて、千葉県アライグマ防除実施計画の重点対応地域を含む長生・夷隅地域について、今後の個体数推定をシミュレーションした。

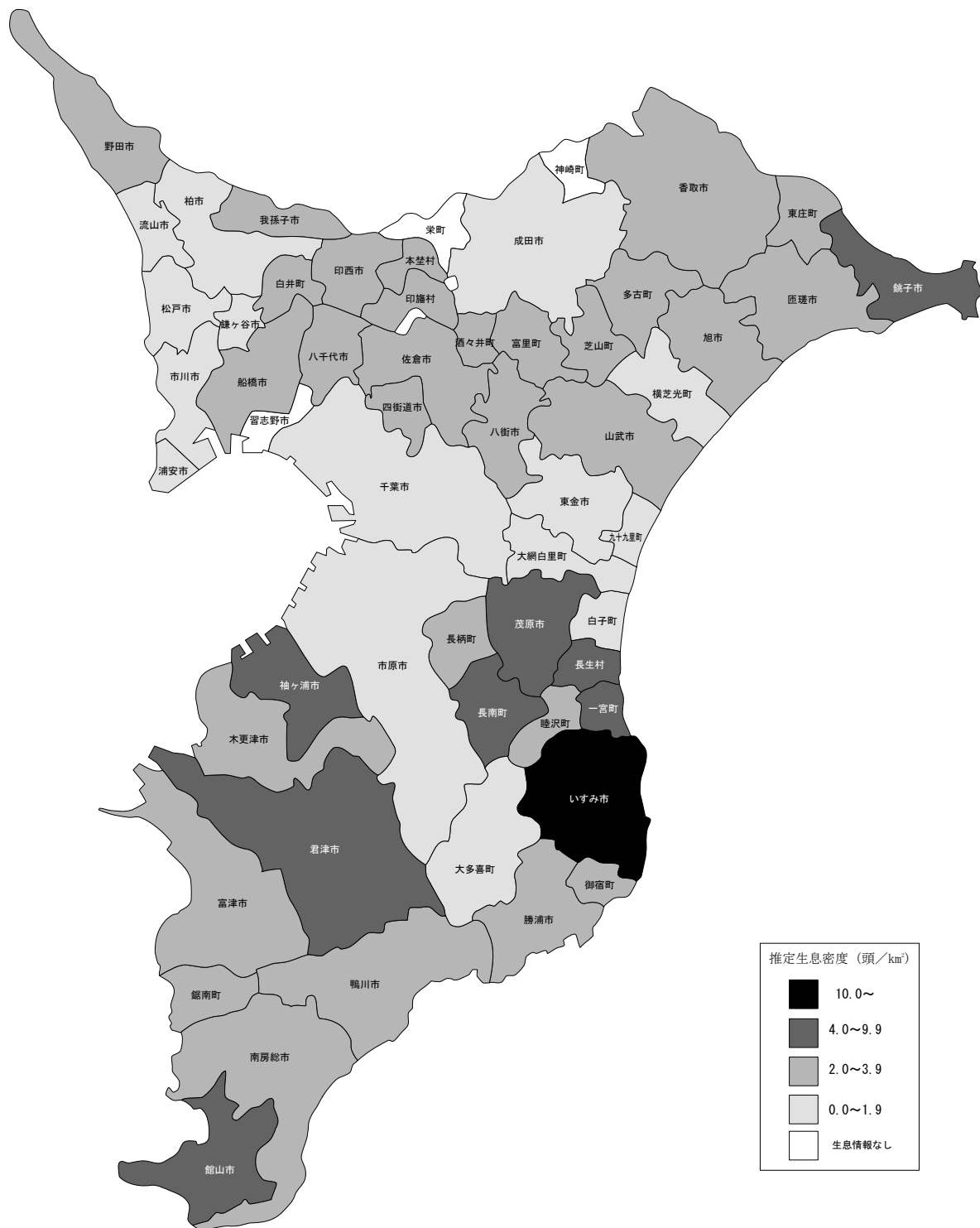


図 5. 千葉県におけるアライグマの推定生息密度分布図 (2009 年). 全県の個体数推定と分布構造の分析のために、市町毎の推定生息密度を示した。推定方法は市町村によって異なるため、データの信頼度の異なるものが含まれていることに注意。トーンのない市町は生息確認がされていない市町である。

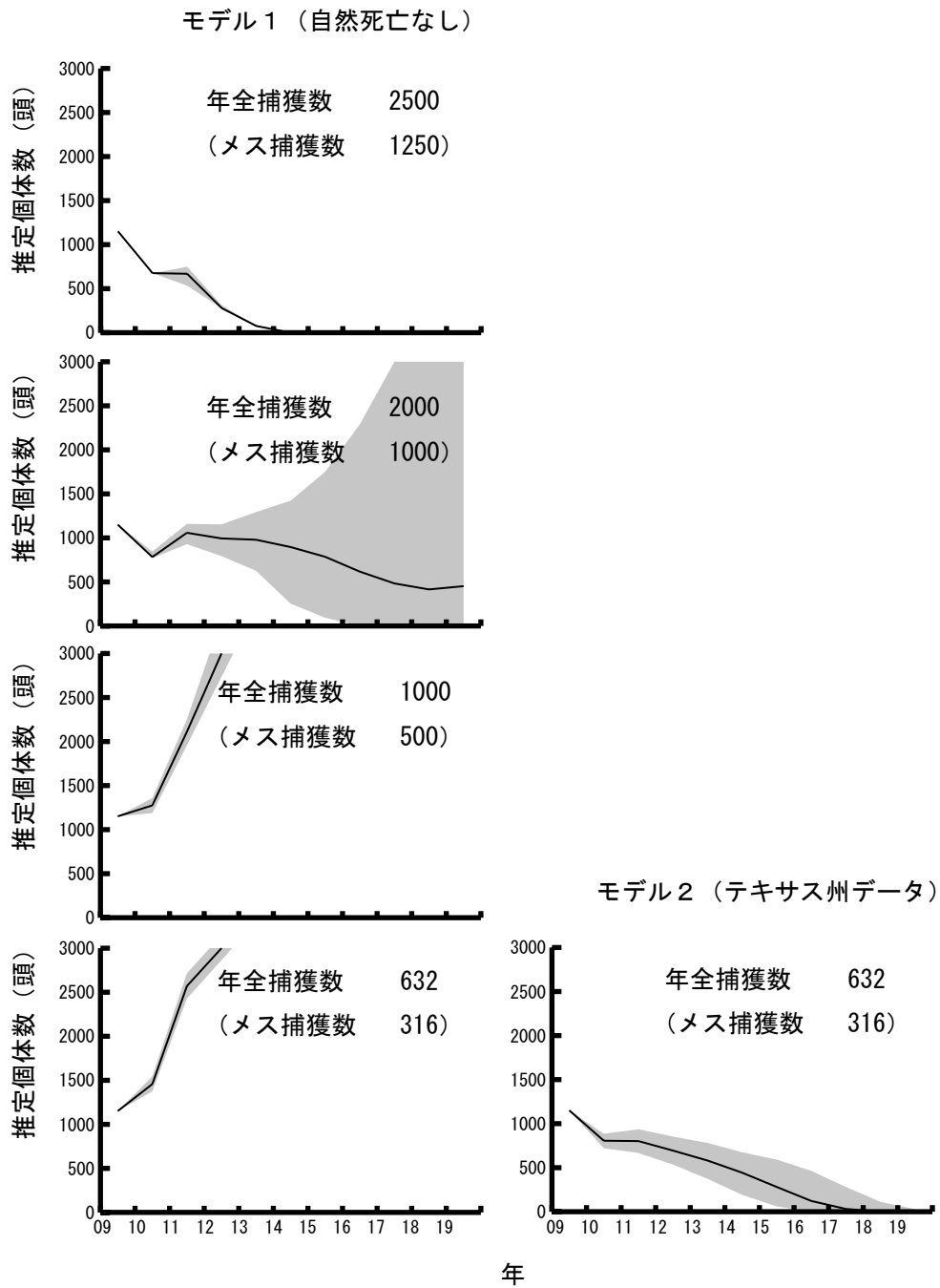


図 6. 長生・夷隅地域におけるアライグマ個体数の将来予測。2009 年のメスの推定個体数を 1151 頭とした場合、自然死亡がないと仮定したモデル（モデル 1、左図）で、年捕獲数を変化させた場合（632 ～ 2500 頭）と、テキサス州における生存率 (Gehrt and Fritzell 1999) を仮定して、年捕獲数が 632 頭の場合（モデル 2、右図）について、シミュレーションした。計算方法は本文参照。実線が平均値を、トーンの領域が範囲（最大値～最小値）を示す。

シミュレーションで採用したパラメータ（表1）からレスリー行列の最大固有値（パラメータが変化しないで安定齢構成に達したときに実現される期間増加率 λ に等しい）を計算すると、自然死亡なしのモデル1が1.80、テキサス州データのモデル2が1.21となる。これは、自然死亡なしと仮定して今回採用したパラメータが一定ならば、計算上、年間8割ずつ増加することになる値である。

シミュレーションの結果（図6）、自然死亡なしのモデル1では、2008年度の捕獲規模（632頭）を今後も継続しても、増加傾向はまったく止めることができず、年間オスメス込みで2000頭捕獲することで、おおよそ10年で減少傾向に導ける可能性がでてくることがわかった。しかし、2000頭の場合、増加する可能性もあり、年2500頭捕獲の場合は5年程度で（他地域からの移入はないとして）野外から排除することができる。また、テキサス州のパラメータを用いて計算すると（モデル2）、2008年度の捕獲規模を維持しても、10年で排除できる計算となる。しかし、テキサス州がアライグマの巣穴が地面に多く、かつ、ワニやコヨーテといった捕食者がいる環境でのパラメータであることを考慮すると、現実の千葉県の実況はモデル1に近いと考えられる。さらに、外来種防除の管理目標が「野外からの排除」にあることを考えると、精度の高い利用可能な生存率データがない以上、生存率が過大評価ぎみのモデル1の状況を仮定して個体数管理を進めていくことが適切である。したがって、重点対応地域を含む長生・夷隅地域では、今後、年間で2,000～2,500頭の捕獲規模を実施すべきと考えられた。

この捕獲規模を達成するために必要とするワナ日数を概算するために、（1）式を1頭の捕獲に要したワナ日について解くと、

$$y = 270.2 / (x + 0.296) \cdots \cdots (4)$$

となった。ただし、 x は生息密度（頭/km²）を、 y は1頭捕獲するために必要なワナ日をしめす。この関係を図示すると（図7）、生息密度が4頭/km²以上の高密度の場合、1頭に必要なワナ日は約60ワナ日以下で捕獲されているが、2頭/km²以下の低密度になると、急速に必要なワナ日が増加することがわかった。

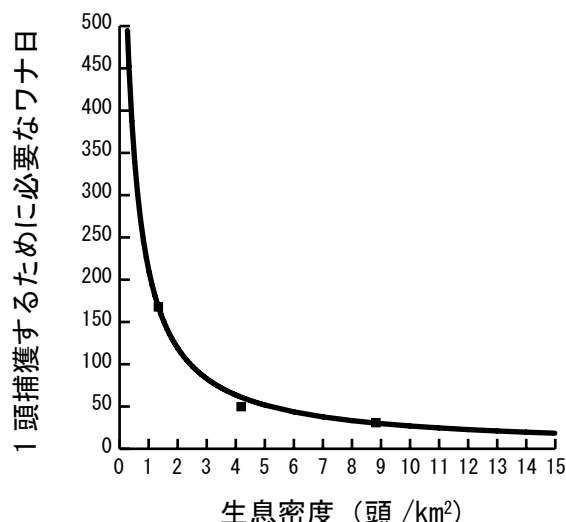


図7. アライグマの生息密度と1頭捕獲するために必要なワナ日の関係。 図中実線は除去法調査時の推定密度と1頭を捕獲するために必要なワナ日の関係式（4）式を、図中の点は実測値を示す。

また、もととなったデータが限られているために、詳細について検討できないが、この図は、現行の箱ワナによる方法では、高密度をある程度抑止することはできても、低密度の場所では捕獲努力が膨大なものになる可能性を示している。

長生・夷隅地域において年間2,000～2,500頭の捕獲規模を維持するためには、当面12～15万ワナ日必要となり、2008年度の捕獲実績は同地域で約2.7万ワナ日であったので、ほぼ現在の4～6倍の捕獲努力が管理目標達成のために必要と考えられた。しかし、捕獲をすすめる密度が低下してきた際には、捕獲努力の増大や（あるいは）、他の捕獲方法の採用を検討する必要がある。

謝 辞

本稿をまとめるにあたり、千葉県立中央博物館の落合啓二博士には校閲をお願いし、適切なご指摘をいただいた。ここに深く感謝申し上げる。

引用文献

- Akcakaya, H. R., M.A. Burgman and L. R. Ginzburg. 1999. Applied Population Ecology: Principles and Computer Exercises using RAMAS EcoLab 2.0. Sinauer Associates, Inc., New York. 邦訳: アクチャカヤ H.R./M.A. バーグマン /L.R. ギンズバーグ共著(楠田尚史・小野山敬一・紺野康夫訳, 2002) コンピュ

- ータで学ぶ応用個体群生態学 - 希少生物の保全をめざして、文一総合出版、東京、325pp.
- 千葉県環境生活部自然保護課・株式会社セレス (2006) 平成 18 年度外来種緊急特別対策事 (アライグマ) 生息状況調査業務委託報告書 . 37pp.
- 千葉県環境生活部自然保護課・株式会社セレス (2009) 平成 21 年度外来種緊急特別対策事 (アライグマ) モニタリング調査業務委託報告書 . 16pp.
- 千葉県環境生活部自然保護課・財団法人自然環境研究センター (2008) 平成 19 年度外来種緊急特別対策事業 (アライグマ) 生息状況調査業務委託報告書 . 60pp.
- Gehrt, S. D. and E. K. Fritzell. (1999) Survivorship of a nonharvested raccoon population in south Texas. J. Wildl. Manage. 63: 889-894.
- 池田透 . (1999) 野幌森林公園におけるアライグマ問題について . 森林保護, 272:28-29.
- 池田透 . (2006) アライグマ対策の課題 . 哺乳類科学 46:95-97.
- 池田透 . (2008) 外来種問題 アライグマを中心に . 日本の哺乳類学 2 中大型哺乳類・霊長類 . 高槻成紀・山極寿一 (編), p.369-400. 東京大学出版会, 東京 .
- 金田正人 (2008) 資料 2 . 外来生物アライグマ (*Procyon lotor*) がトウキョウサンショウウオ (*Hinobius tokyoensis*) 等を与える影響 . 平成 19 年度関東地域アライグマ防除モデル事業調査報告書 . p.85-94、株式会社野生動物保護管理事務所 .
- 金城芳典・谷地森秀二 . (2007) 愛媛県松山市で捕獲されたアライグマ *Procyon lotor*. 四国自然史科学研究 4:27-29.
- 落合啓二・石井睦弘・布留川毅 . (2002) 千葉県におけるアライグマの移入・定着 . 千葉中央博自然誌研究報告 7:21-27.
- 株式会社野生動物保護管理事務所 . (2008) 平成 19 年度関東地域アライグマ防除モデル事業調査報告書 . 123pp., 株式会社野生動物保護管理事務所 .

著 者：浅田正彦 〒260-0852 千葉市中央区青葉町 955-2 千葉県立中央博物館内 千葉県環境生活部自然保護課生物多様性戦略推進室生物多様性センター asada@chiba-muse.or.jp、篠原栄里子 〒260-8667 千葉市中央区市場町 1-1 千葉県環境生活部自然保護課 e.shnhr@mb.pref.chiba.lg.jp

“Trial calculation of the population estimation for racoon in 2009 in Chiba Prefecture, Japan.”

M. Asada¹ and E. Shinohara^{2,1} Chiba Biodiversity Center, 955-2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260-0852, Japan. E-mail: asada@chiba-muse.or.jp,² Nature Conservation Division, Environmental and Community Affairs Department, Chiba Prefecture, 1-1-1 Ichiba-cho, Chuo-ku, Chiba 260-8667, Japan. E-mail: e.shnhr@mb.pref.chiba.lg.jp