

第 7 章

国内・国外の事例について

要 点

- ・ アライグマの原産地はメキシコ、アメリカ合衆国、カナダである。
- ・ 原産地では、アライグマは重要な狩猟獣であり、アメリカだけで毎年数百万頭が捕獲されている。
- ・ 生活被害や農業被害をもたらす有害獣や人畜共通感染症のホストとしても、捕獲されている。
- ・ アライグマは、鳥類やウミガメの集団営巣地で強い食害を与えているために、捕獲されている事例もある。
- ・ 外来哺乳類による農業被害、生態系被害は、全世界で発生しており、根絶や個体数密度の抑制の対策が数多く行われている。
- ・ 成功した根絶プロジェクトとして、大規模なものはイギリスにおけるマスカラット、ヌートリアの根絶があるが、多くは島嶼や小面積の保護区で行われたものである。
- ・ アライグマは、ヨーロッパ、中米にも移入されている。狩猟対象となっている一方、一部は農業被害や感染症の予防のために捕獲されている。
- ・ 根絶が理想的な管理方法であるが、実際は実現可能性、費用対効果の観点から個体数密度の抑制を目標としている管理プログラムもある。
- ・ 日本への移入は 1960 年代に始まり、近年急激に分布を拡大している。
- ・ 分布の拡大とともに甚大な農業被害や生活被害を及ぼしている。また捕食・競争による生態系への影響も懸念されている。
- ・ このため、各都道府県、市町村で対策が進められはじめている。

7-1. 国内外のアライグマ管理の現状

(1) 原産地

〈分布・生態〉

アライグマの原産地はメキシコ北部、アメリカ合衆国全域、カナダ南部である[10]。分布の北限は、18 世紀には合衆国南部であったが、現在はカナダ南部まで北上した。その原因は、農地の拡大が春季の餌資源を増やし、死亡率が低下したためと推測されている[26]。生息数も増加し、1980 年代の北米での個体数は 1930 年代の 15-20 倍と推測されている[37, 38]。

アライグマのメスは生まれた年の冬には繁殖を始め、同腹子数も最大 8 頭と多い。生まれた年の秋から翌年には親の元を離れ、数キロ～数百キロの長距離分散をする [18, 38]。このため、何らかの制限要因がなければ、急速に増加、分布拡大することができる。生息密度は餌資源が豊富で狩猟が行われない市街地域で高く、特に都市部の森林公園周辺では 100 頭/km² 以上に達することも多い [4, 34, 36]。郊外では農村部で高いが、連続した森林地域では低い。資源の乏しい地域では 1 頭/km² 以下になりうる [36]。

〈狩猟〉

アライグマは、北米大陸で経済的にもっとも重要な毛皮獣であり、古くからヨーロッパにも輸出されてきた。1960～90 年代にも毎年約 200～510 万頭/年捕獲され、年間 9000 万 US\$ もの収入を生み出してきた [9, 10, 36]。このため狩猟は、郊外でのアライグマの最大の死亡要因となっている。飼育下のアライグマは、20 歳まで生きることもあるが [27]、狩猟が行われている地域の野外個体群の平均年齢は 2 歳以下にとどまっている [10, 35, 39]。

しかし、狩猟が生息密度に与える効果については議論が分かれる。Johnson (1970) は、犬を使った猟はアライグマの個体数密度を減少させるのに効果的であったと報告しているが、Hodges (2000) , Zeveloff (2002) , Gehrt (2003) らは懐疑的である。地域個体群の半分を狩猟されるほどの高い捕獲圧にさらされても、その分繁殖率が上昇し、すぐに個体数密度を回復するという報告もあり [39]、狩猟の有無で、個体数変動パターンに大きな違いが見られないという報告もある [10]。

80 年代末からは、アライグマは経済的な利益を生み出す動物というよりも、有害動物、人畜共通感染症の宿主として社会的なコストを生み出す動物と考えられるようになってきた [10]。

〈生活被害・農業被害管理〉

主要な有害動物の一つであり、ゴミ漁り、住居への侵入など様々な被害をもたらしている [36]。またスイートコーン、メロンなどの農業被害も大きい。このためイリノイ州では 1.4 万頭 (1994 年)、シカゴ地方では 1.8 万頭 (1999 年、100 万 US\$ 以上の費用) が有害獣として処理されるなど、膨大な社会的コストがかかっている。

アライグマによる被害の軽減のために、さまざまなパンフレットが発行され、農耕地への電気柵等の設置、住宅への侵入路の封鎖や網の設置などの防除法が用いられている [2, 6, 36]。有害個体の捕獲法としては箱ワナ、はさみワナのほか、犬や猫などの錯誤捕獲を防ぐために樹上に設置するタイプのはさみワナ” Raccoon Box” なども用いられている [2, 6]。捕獲した個体は、かつては移動放獣されることもあったが、結果的に狂犬病の拡大につながったため、現在では好ましくないと考えられている [36]。狩猟圧の低いオンタリオ州(カナダ)では地域個体群の 3% を除去しても生息密度は上昇し続け、約 20% で安定、苦情件数を減らすためには 30% 以上を除去することが必要と結論づけら

れた[36]。

〈感染症管理〉

アライグマは狂犬病、アライグマ回虫などの人畜共通感染症、イヌジステンパーなど家畜との共通感染症のホストとなっている[36]。

狂犬病は発症後、狂躁状態→全身麻痺→死亡に至る病気で、予防法や潜伏期間中の治療法はあるが、発症後の治療法は存在しない。治療費も、一人あたり約 1500 US\$と高価である[10]。日本では 1956 年に人、動物（おもに犬）ともに根絶することに成功しているが、北米では依然として毎年感染例があり、アライグマは、その 50%を占める[29]。アライグマの狂犬病の感染は、以前はフロリダ州に限られていたが、人為的移動によって 1980 年代以降北に分布が広がりつつある（～オハイオ州）[36]。東海岸の都市部では 3, 4 年おきに流行して、個体数が大きく減少するほど高い感染率に達している[35]。

また、北米の野外個体群では、アライグマ回虫 (*Baylisascaris procyonis*) の感染率も 20-80%と高く、注意が喚起されている[36]。アライグマ回虫は、感染したアライグマの糞に汚染された土壌を口に含むことによって人間にも感染する（感染例はほとんど小児）。回虫はアライグマに対してはほとんど無害だが、人間など他の動物に感染した場合は成虫段階までに生育できず、体内各所に移動して、中枢神経障害の原因となり、人を死亡させることもある[25]。

都市・郊外地域におけるアライグマの高密度化は、感染症の流行をもたらす危険性が高く、イリノイ州（合衆国）、オンタリオ州（カナダ）など多くの地域で個体数管理が図られている[4, 9]。オンタリオ州は狂犬病の拡大を防ぐため、狂犬病が発生した地点から 5 km 以内の範囲でのアライグマの根絶、州境付近で野生個体の捕獲→狂犬病ワクチンの接種→放獣を行う管理プログラムや、経口ワクチンの空中散布などを実施している[4, 36]。

〈生態系被害〉

アライグマの分布拡大や人為的移入にともない、在来野生動物に影響を与えている事例も報告されている。アメリカの中西部では、多くの野生鳥類の卵を捕食し、その減少の一因になっているという主張もある[9]。特に地上営巣性水鳥などの鳥類や海亀の集団営巣地では、卵を捕食して大きな影響を与えている事例が多い[9, 36]。アライグマの食性研究をレビューした Johnson (1970)によれば、ほとんどの地域のアライグマは、鳥やその卵をわずかにしか捕食していないが、Greenwood (1981) は、水鳥の集団営巣地周辺の個体群では 3 割前後の個体が、鳥やその卵を捕食していることを報告している。このため海鳥や海亀の集団営巣・産卵地の保護区の一部では、電気柵による保護や、アライグマの捕獲を行っている[10]。

(2) 日本以外の移入先での状況

アライグマは 1930 年代に毛皮獣としてヨーロッパに移入され、ロシア、デンマーク、ドイツ、ルクセンブルク、フランスなどに分布している[10, 1133, 36]。また、中米のバハマ諸島でも移入された個体群が拡大している[8]。これらの個体群は、鳥類をはじめとする在来種に対する影響や、狂犬病、アライグマ回虫の媒介者としての危険性が懸念されている[8]。ドイツでは、アライグマ回虫の人への感染例が知られている。

アライグマは、ドイツでは現在でも主な狩猟対象動物の一つであり、年間 16,000 頭(2001 年)捕獲されている[11]。デンマークでは駆除すべき外来種として通年の狩猟が許可され[33]、バハマでも根絶プログラムが検討されている[8]。

(3) 日本における状況

〈分布〉

国内におけるアライグマの野生化は 1962 年に岐阜県で始まったとされ、その後、1970 年代後半のテレビ番組の影響などで多数輸入・飼育された個体の逃亡や意図的な放獣によって各地で野生化したと考えられている[31]。2007 年には 46 都道府県からアライグマの生息の情報が得られている。

〈被害〉

日本国内ではすでに 28 種の外来哺乳類が知られているが[31]、アライグマはハクビシン、ヌートリアとならんで農作物への加害が顕著であり、2007 年度には全国で約 3000ha、約 2 億 1100 万円の被害総額と集計されている(表 1)。ハクビシン、ヌートリアの野生化は戦前からである[31]ことと比較すると、急速な増加といえる。報告されている被害農作物はスイートコーン、メロン、イチゴ、スイカなどが多い[17, 20]。また越冬・繁殖のために家の屋根裏や空家への侵入し、被害を与えるケースも多い[31]。

表 1 2007 年度全国の外来哺乳類による農業被害面積・金額

(農林水産省 HP より)。小数点以下四捨五入。

動物種	被害面積	被害金額
ハクビシン	0.7 (千 ha)	251 (百万円)
アライグマ	0.3 (千 ha)	221 (百万円)
ヌートリア	0.6 (千 ha)	124 (百万円)

また、アライグマを原産地から移入する際、狂犬病およびアライグマ回虫の感染個体も混入し、日本での流行を引き起こすことも懸念されている。アライグマ回虫はこれまでのところ野外個体群からは見つかっていない[25]ものの、1993 年に国内の 23 動物園で飼育されているアライグマ 184 頭のうち 71 頭(40%)に寄生が確認されている[30]。さらに高い捕食圧から生態系への影響も懸念されている。初期は分布の拡大パターンか

ら考えて農耕地周辺でのみ生息していると考えられてきたが、次第に自然生態系の中での生息も知られるようになってきた。北海道ではニホンザリガニやエゾサンショウオの捕食やサギの営巣コロニーを加害し、崩壊へ至らせたと考えられる例が報告されている[31]。神奈川県でも絶滅危惧種のトウキョウサンショウオが捕食され、個体数減少の可能性が指摘されている[20]。またタンチョウやシマフクロウなどの生息地でも目撃されるようになり、卵の捕食、巣穴をめぐる競争などの影響が懸念されている[31]。

〈捕獲〉

アライグマは、狂犬病の媒介者として、1999年に狂犬病法の対象動物に指定され、輸入時の検疫が義務付けられた。さらに2005年には「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律」（外来生物法、2004年に成立）による「特定外来生物」に指定され、輸入、飼育等が規制され、放逐も禁止された。

国内ですでに野生化した個体群に対しては、1994年に狩猟獣に加えられ、有害捕獲も進められている。2004年度には全国で3903頭が捕獲され（表2）、その内訳は狩猟221頭、有害捕獲2952頭、学術捕獲730頭であった[21, 22, 23]。現在国内では毛皮獣猟は盛んでないこともあって狩猟目的の捕獲は少なく、2004年時点では捕獲のほとんどは有害捕獲によってなされている。同様に捕獲頭数の多い台湾リス、ヌートリア、マンガースは1, 2の都道府県で大部分が捕獲されているのに対し、アライグマの捕獲はハクビシンと同様、全国に及んでいる。

表2 国内の主要な外来種捕獲頭数（狩猟＋有害捕獲＋学術捕獲）

動物種	2002	2003	2004	2004年に捕獲された都道府県数	捕獲数の多い都道府県
台湾リス	4976	6853	6037	7	長崎が8割
ヌートリア	1855	4400	4840	11	岡山が5割
アライグマ	2227	3017	3903	23	北海道、神奈川、和歌山
マンガース	2152	3798	3477	2	鹿児島、沖縄のみ
ハクビシン	1055	1575	1892	27	千葉、神奈川、長野
ヤギ	51	428	155	2	東京、長崎のみ

アライグマはこれまで日本に侵入した外来哺乳類のうち、ごく最近になって広がった種類でありながら、著しい農業被害や生活被害を引き起こしており、放置すれば将来さらに被害が拡大すると予想されている。さらに人畜共通感染症の潜在的ホストであり、生態系へのインパクトも大きいと考えられている。このため環境省では2005年に「関東地域アライグマ防除モデル事業」、「近畿地方アライグマ防除モデル事業」を立ち上げ、各地域でのアライグマ分布・被害状況の把握を行うとともに、効果的な防除手法の開発、周知を図っている。

7-2. 各国の外来哺乳類対策の事例

(1) 個体数密度の抑制⇔根絶

人間の意図的、非意図的移動により外来哺乳類はすでに全世界に及んでおり、そのうちいくつかの種類は、農業や在来生態系に深刻な影響をもたらしている。例えばニュージーランドでは外来種の対策費で年間 4.2 億 US \$ かかっているという[15]。このため、新たな移入に対する規制が厳しくなる一方、駆除による根絶、または個体群密度の抑制が試みられていることも多い。

外来種の管理計画が、「根絶」と「個体数密度の抑制」のどちらかを目標とすべきかについては議論がある。地域からの完全な根絶は元来の生態系を回復し、将来のコストをゼロにすることができる点で理想的な管理方法である[7]。これまで行われ、成功を収めることができた最大規模の根絶プロジェクトは、イギリスにおけるヌートリア根絶プロジェクトで、27 年間の歳月をかけ、最大 20 万頭と推定されていた野外個体群を完全に除去した[12] (Box4 参照)。しかし、個体数を低密度にした後、完全に除去するまでに著しくコストがかかり、にもかかわらず少数の個体が残ったり、新たな移入があったりすると、プロジェクト終了後に急速に個体群を回復させ失敗に終わってしまう事例も多い。Bomford & O'Brien (1995) は根絶を成功させるために必要な以下の 6 条件を挙げている。

1. 全個体群で除去率が増加率を上回ることができる (低密度になったときも)。
2. 他の地域個体群、飼育個体群からの新たな移入を 0 にできる。
3. すべての繁殖個体を捕獲することができる。
4. 個体群密度を、非常に低くなったときでも推定することができる。
5. 長期的な費用対効果が個体数密度の抑制を上回る。
6. 根絶プログラムが社会的に受容される。

実際、イギリスにおけるカイウサギやアメリカミンク、ニュージーランドにおけるオコジョなど、これらの条件を満たすことができず、失敗・放棄された根絶プログラムもある[28, 33]。このため現実には個体数密度の抑制プログラムが選択されていることも多い。Bomford & O'Brien (1995) や青柳 (2003) は、現実的なロードマップを示さずに全面的な根絶を謳う管理計画は、費用対効果を示すことができず、結局は個体数密度の抑制や、部分的な根絶すら達成できない可能性があるとして批判している。一方で、Bomford & O'Brien (1995) はニュージーランドの国立公園法やオーストラリアのウサギ管理計画のように、捕獲事業のモチベーション維持のために根絶が謳われることも認めている。

本来、どんな管理計画でも、初期には、増加率等の基本的な個体群パラメータが分からず、実現可能性のある根絶プログラムを立てることは不可能である。一定規模の捕獲事業を進めていく中ではじめて、増加率等の個体群パラメータや捕獲効率、費用等が把

握できる。それに基づいて、費用対効果の観点から、個体数密度の抑制か根絶のいずれが妥当であるか検討することができる。

(2) 個体数密度抑制プログラムの具体例

外来種の個体数密度の抑制は、猟期を設けず通年の捕獲が可能なように狩猟規制を弱めたり（デンマークにおけるタヌキやアメリカミンク、ラトビアにおけるタヌキ）、狩猟者に一定の捕獲を義務付けたり（モルドバ）、個人による捕獲に対して補助金を出すことによって行われている[33]。

アメリカのルイジアナ州では、ヌートリアは南米原産であるが毛皮獣として利用されており、1960-70年代には毎年120万-180万頭が捕獲されていた。90年代に入り毛皮価格の下落によって捕獲数が少なくなると、淡水湿地の食害や水路の破壊が進んだ。このため州政府は、ヌートリアの捕獲に補助金を出したり、肉の販売を促進したりしてその回復に努め、2003-2004年の間に346人の協力者によって33万頭を捕獲し、植生の回復と水路の維持費の大幅な削減に成功した[19]。ヌートリアは、西ヨーロッパにおいても農業被害や水路の損壊を起こし、捕獲が進められているが、根絶は困難として個体数管理を目標としている国が多い[5]。

(3) 根絶プログラムの具体例

前述のように、根絶は達成することが困難な管理方法である。特に、低密度になったときに、残った個体を探索するのは困難で、わな猟と犬猟の併用[19]や、群れを作る性質の動物の場合は、一部の個体に電波発信機つけて群れを探索するなど、高度な技術が必要とされることが多い。これまでの根絶成功例のほとんどは、小さな島嶼か、空間的に限定された保護区内の個体群を対象としたものである。これらの個体群は、面積が限られているため根絶しやすく、また代替不可能な固有種が多いため、根絶の費用対効果が高い。アメリカミンク、キツネ、ネズミ、野生化ヤギ、野生化ネコなどの例が知られている[7, 32, 33]。特に、野生化ヤギの根絶は、経験の蓄積と技術的進歩によって、比較的大きな島（ $\sim 361\text{km}^2$ 、 ~ 4 万頭）でも成功するようになってきた。野生化ネコの根絶も、面積 290km^2 の島での成功例（ニュージーランド）がある[33]。日本においては、小笠原のいくつかの島で、野生化ヤギの根絶（1997年～）に成功したほか、奄美大島でのマングースの根絶（2000年～）、石川県七ツ島大島でのカイウサギ根絶（1990年～）プロジェクトなどが進められている[31]。

イギリスにおける、マスカラットとヌートリアの根絶は、数少ない大面積での根絶成功例である[13]（BOX4参照）。これらの動物は、移動能力が低いいため根絶されやすかったと考えられていて[3]、現在は合衆国 Mayland 州の Delmarva 半島でもヌートリアの根絶プログラムが実施されている。根絶は、まず半島内の Blackwater 国立保護区で始められ、2002-2003年には、専門の従事者15人によって8300頭が駆除された[19]。

引用文献

1. 青柳純 (2003). ブラックバスがいじめられるホントの理由—環境学的視点から外来魚問題解決の糸口を探る, つり人社.
2. Boggess, E. K. (1994) Raccoons.
from: http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/ca_c101.pdf
3. Bomford, M. and P. O'Brien. (1995) Eradication of Australia's vertebrate pests: a feasibility study. In: Conservation through sustainable use of wildlife. pp. 243-250. G. C. Grigg, P. T. Hale and D. Lunney eds. University of Queensland Press, Brisbane.
4. Broadfoot, J. D., R. C. Rosatte and D. T. O'Leary. (2001) Raccoon and skunk population models for disease control planning in urban areas of Ontario, Canada. *Ecological Applications*. 11: 295-303.
5. Carter, J. and B. P. Leonard. (2002) A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). *Wildl. Soc. Bull.* 30: 162-175.
6. Curtis, P. D. and K. L. Sullivan. (2001) Raccoons -Wildlife Damage Management Fact Sheet Series.
from http://wildlifecontrol.info/ccewdmp/Publications/Raccoon_factsheet.pdf.
7. Donlan, C. J., B. R. Tershy, K. Campbell and F. Cruz. (2003) Research for Requiems: the Need for More Collaborative Action in Eradication of Invasive Species. *Conservation Biology* 17: 1850-1851.
8. Friends of the Environment, A., Bahamas. (2004) "Raccoon Eradication Program." from <http://www.friendsoftheenvironment.org/raccooneradicati.html>.
9. Gehrt, S., J. G. Hubert and J. Ellis. (2002) Long-term population trends of raccoons in Illinois. *Wildl. Soc. Bull.* 30: 457-463.
10. Gehrt, S. D. (2003) Raccoon. *Wild mammals of North America: biology, management, and conservation*. G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman. The Johns Hopkins University Press: 611-634.
11. Goretzki, J. (2003) Die Entwicklung der Jagdstrecken von Waschbär (*Procyon*

Iotor), Marderhund (*Nyctereutes procynoides*) und Nordamerikanischem Nerz (*Mustela vison*) in Deutschland.

from http://www.genres.de/ANGEWISBEI498/DDD/498_12.pdf.

12. Gosling, M. (1989) Extinction to order. *New Scientist*: 44-49.
13. Gosling, L. M. and S. J. Baker. (1989) The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biol. J. Linn. Soci.*, 38: 39-51.
14. Greenwood, R. J. (1981) Foods of prairie raccoons during the waterfowl nesting season. *J. Wildl. Manag.* 45: 754-760.
15. 羽山伸一. (2001) 野生動物問題, 地人書館.
16. Hodges, K. M., M. J. Chamberlain and B. D. Leopold. (2000) Effects of summer hunting on ranging behavior of adult raccoons in central Mississippi. *J. Wildl. Manag.* 64: 194-198.
17. 北海道環境生活部環境局自然環境課. (2006) 平成 18 年度アライグマ対策行動計画.
18. Johnson, S. (1970) The raccoon in Alabama. Agriculture Experiment Station Auburn University.
19. Jojola, S., G. Winter and D. Nolte. (2005) Nutria: an invasive rodent pest or a valued resource? In: Proceedings of the 11 th Wildlife Damage Management Conference. pp. 120-126. D. L. Nolte and K. A. Fagerstone eds., The Wildlife Damage Management Working Group of The Wildlife Society
20. 神奈川県. (2006) 神奈川県アライグマ防除実施計画.
from: <http://www.pref.kanagawa.jp/osirase/ryokusei/ysi/keikakuhonbun.pdf>
21. 環境省. (2002) 鳥獣関係統計.
22. 環境省. (2003) 鳥獣関係統計.
23. 環境省. (2004) 鳥獣関係統計.
24. Kaufmann, J. H. (1982) Raccoon and Allies. In: Wild mammals of North America: biology, management and economics. pp. 567-585. J. A. Capman and G. A. Feldhamer eds., The Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore, Maryland.
25. 川中正憲, 杉山広, 森嶋康之. (2002) アライグマ回虫による幼虫移行症. 感染

症発生動向調査週報.

from: http://idsc.nih.go.jp/idwr/kansen/k02_g2/k02_42/k02_42.html.

26. Lariviere, S. (2004) "Range expansion of coons in the Canadian praries: review of hypotheses." Wildl. Soc.Bull. 32: 955-963.
27. Long, J. (2003) Introduced mammals of the world, their history, distribution & influence, CSIRO Publishing.
28. Manchester, S. J. and J. M. Bullock. (2000)The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. J. Appl. Eco. 37: 845-864.
29. 源宣之. (2001) 日本は現状の防疫対策で狂犬病の再発を防げるのか. 移入・外来・侵入種. 川道美枝子・岩槻邦男・堂本暁子, 築地書館: 252-263.
30. 宮下実. (1993) アライグマ蛔虫 *Baylisascaris procyonis* の幼虫移行症に関する研究. 生活衛生 37. 137-151.
31. 日本生態学会編. (2002) 外来種ハンドブック, 地人書館.
32. Nummi, P. (2000) Alien species in Finland.
from: <http://www.environment.fi/download.asp?contentid=34577&lan=en>.
33. Orueta, J. F. and Y. A. Ramos. (2001) Methods to Control and Eradicate Non-native Terrestrial Vertebrate Species, Council of Europe.
34. Prange, S., S.D. Gehrt and E. Wiggers. (2004) Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. J. Mammal. 85: 483-490.
35. Riley, S. P., J. Hadidian and D. A. Manski. (1998) Population density, survival, and rabies in raccoons in an urban national park. Can.J.Zool. 76: 1153-1164.
36. Rosatte, R. C. (2000) Management of raccoons (*Procyon lotor*) in Ontario, Canada: do human intervention and disease have significant impact on raccoon populations. Mammalia 64: 369-390.
37. Sanderson, G. (1987) Raccoon. Wild furbear management and conservation in North America: 487-499.
38. 田辺鳥獣対策協議会編. (2003) 田辺市におけるアライグマ調査報告書. 田辺鳥獣害対策協議会編.

39. Zeveloff, S.I. (2002) *Raccoons: A Natural History*. Smithsonian institution Press, 200p. Washington, D.C., USA.

BOX4 イギリスにおけるヌートリアの根絶成功の経緯

(1962年～89年)

(Gosling 1989, Gosling & Baker 1989)

南米を原産とするヌートリアは、経済的価値の高い毛皮獣として、1880年代のフランスへの導入を初め、ヨーロッパ、北米、アジア各国に導入され、野生化した。また、水路をふさぐ水生植物の除去に役立つと考えられ、人為的に放獣されることもあった。イギリスには1920年代に導入され、40年代には野生化していた。野生化したヌートリアは、急速に個体数を増やし、1950年代末には、イギリス全土で20万頭が生息していると推定された。ヌートリアは水路や川の土手に穴を開け、様々な農作物被害を与えるようになった。また、河畔のヨシ湿地帯を荒廃させ、在来水生植物の一部が希少となった。

このため、1962年に駆除が開始された。しかし、厳冬などで個体数の激減があったり、1971年～79年の間に、約4万頭を捕獲したものの、繁殖能力が高いヌートリアの個体群の回復を防げず、失敗を重ねた。改めて根絶に必要な努力量を推定するため、Yare川の流長約30kmの範囲で集中的な捕獲を行い、3人のワナ猟師チームが6年間で根絶に成功した(1970年代)。この中で、ヌートリアの効果的な駆除に必要な様々なデータを取ることができ、イギリス全土のヌートリアを根絶するために必要な努力量が計算された。また捕獲法の改良も進んだ。1980年に、新たな駆除組織が作られ、24人の専属ワナ猟師、3人の監督者、250万ポンド(当時の為替レートは1ポンド250～700円と変動している)の予算による根絶プロジェクトが始まった。1989年、最後のヌートリアが捕獲されてから21ヶ月間何の痕跡も見つからず、イギリス全域からの根絶が完了した。

(坂田 宏志)