
原著論文

近年の狭山丘陵における中型哺乳類の生息状況とその変化
—アライグマの定着・増加による在来哺乳類への影響—

東出 大志^a, 竹内 大悟^b, 山崎 晃典^c, 鷲見 羽衣子^d, 三浦 慎悟^e

Recent abundance trends of mammals at Sayama hills, Saitama, Japan
—Impact of establishment and increase of introduced raccoons on native mammals—

Daishi Higashide^a, Daigo Takeuchi^b, Akinori Yamazaki^c, Uiko Sumi^d, Shingo Miura^e

^a Institute of Natural and Environmental Science, University of Hyogo (former Natural Environmental Research Laboratory of Waseda University)

^b Natural Environmental Research Laboratory of Waseda University

^c Hitachi Construction Machinery Co., Ltd. (former Graduate School of Human Sciences, Waseda University)

^d former School of Human Sciences, Waseda University

^e former Faculty of Human Sciences, Waseda University)

(Received : May 10, 2019 ; Accepted : August 1, 2019)

Abstract

Although large mammals do not inhabit, it is known that many mammalian species inhabit in Sayama hills. On the other hand, introduced raccoons were confirmed in 2005, but the subsequent trends of mammalian species are not grasped. In this study, we aim to examine the recent abundance trends of medium mammals and the effects of raccoons (*Procyon lotor*) to them, based on the camera-trap study. The relative abundance index for raccoons was increased, while for other mammalian species were not changed at the three times surveys in 2011, 2013 and 2016. However, our study suggests that raccoons might have preferred environment similar to raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*). We evaluate that the impact of introduced raccoons on native medium mammals is not large at the present in Sayama hills, but it is necessary to be cautious of future trends as the raccoon population may increase further.

Key Words : camera-trap, inter-specific competition, *Nyctereutes procyonoides*, *Procyon lotor*, relative abundance index

^a 兵庫県立大学自然・環境科学研究所 (元早稲田大学総務部自然環境調査室) (*Institute of Natural and Environmental Science, University of Hyogo (former Natural Environmental Research Laboratory of Waseda University)*)

^b 早稲田大学総務部自然環境調査室 (*Natural Environmental Research Laboratory of Waseda University*)

^c 日立建機株式会社 (元早稲田大学大学院人間科学研究科) (*Hitachi Construction Machinery Co., Ltd. (former Graduate School of Human Sciences, Waseda University)*)

^d 元早稲田大学人間科学部 (*former School of Human Sciences, Waseda University*)

^e 元早稲田大学人間科学学術院 (*former Faculty of Human Sciences, Waseda University*)

1. はじめに

狭山丘陵は東西約11km, 南北約4 km, 面積は約3,500ha (うち森林面積は1,295ha) の独立丘陵で、東京都と埼玉県の境界に位置しており、最も近い連続山地(加治丘陵)からは約4.5km離れている(竹内・東出, 2019)。狭山丘陵は市民団体を中心に環境保全活動が盛んな地域であり(高木, 2010), 現在も雑木林(薪炭林・農用林)や農地, ため池, 草地, 集落などがモザイクをなす里地・里山的環境が残されている。このような二次的自然は, 様々な生物の生息・生育場所として重要な機能を果たしており(武内・鷺谷・恒川, 2001; Kadoya & Washitani, 2011), 特に谷戸田(または谷津田, 丘陵地や台地を樹枝状に開析する小規模な谷底低地に成立する水田)をはじめとする水辺環境は, 両生類や昆虫類など, その生息に陸地と水辺の両方を必要とするマルチハビタットユーザー種にとって欠くことのできない生息地である(武内他, 2001; Kadoya & Washitani, 2011; 今井・角谷・鷺谷, 2013)。また, これらの生物種を餌資源とする哺乳類にとっても, 里地・里山は重要な生息環境であり, タヌキ(*Nyctereutes procyonoides*)やアカギツネ(*Vulpes vulpes*)は, 森林の連続性が中程度の里山的環境を選好していることも報告されている(原科・恒川・武内・高槻, 1999)。一般的に哺乳類は, 森林の分断・孤立化によって種多様性が低下することが報告されているが(園田・倉本, 2008), 孤立林である狭山丘陵においては, 大型哺乳類の生息こそ認められないものの, 5目8科17種と比較的多くの在来哺乳類種が生息していることが知られている(重昆, 2011)。しかし, 重昆(2011)の報告は1976年から2008年までの各種資料をとりまとめた定性的な報告であり, 近年の狭山丘陵における哺乳類の生息状況に関しては, これまで定量的な評価はほとんどなされていない。

一方で近年, 様々な地域において外来哺乳類の定着が問題となっている。特にアライグマ(*Procyon lotor*)は, 農業被害, 生活被害および人獣共通感染症の媒介を引き起こし, 捕食や競合を介した在来生態系への影響も懸念されている(池田, 2006; 金田・加藤, 2011)。狭山丘陵では1990年にはじめて本種が確認されたが, この個体は定着せず, 再び本種が確認された2005年頃が本丘陵におけるアライグ

マの定着初期段階であったと考えられている(重昆, 2011)。しかし, 本丘陵においてアライグマのその後の動向は把握されていない。アライグマはタヌキやハクビシン(*Paguma larvata*)と餌資源の重複率が高いことや(Matsuo & Ochiai, 2009), タヌキの生息に負の影響を及ぼすこと(栗山・小井土・長田・浅田・横溝・宮下, 2018)など, タヌキとの競合の可能性が示唆されている。したがって, 狭山丘陵においてもアライグマの定着がタヌキをはじめとする在来哺乳類の生息状況に影響を及ぼしている可能性も考えられる。

そこで本研究では, 2011年(山崎, 2012), 2013年(鷺見, 2014)および2016年に実施したカメラトラップ調査の結果に基づき, 近年の狭山丘陵における哺乳類相を把握するとともに, 撮影頻度のトレンドから中型哺乳類の生息状況の変化と, アライグマが在来中型哺乳類の生息に及ぼす影響を検討することを目的とした。

2. 材料と方法

2.1 カメラトラップ調査

狭山丘陵北部に位置する早稲田大学所沢キャンパス敷地内において, 2016年1月から12月の約1年間, 赤外線センサーを搭載した自動撮影カメラを12地点に設置した。カメラ設置地点のうち4地点は落葉広葉樹の優占する森林内, 7地点は湿地に隣接する林縁付近である。使用した自動撮影カメラは, Trophy Cam (Bushnell, Overland Park, KS, USA) およびTREL 10J (株式会社GISupply, 北海道, 日本)の2機種である。いずれも動画撮影モードを用い, 赤外線センサーが生物を検知した際に30秒間動画が撮影される設定とした。なお本研究では主に中型哺乳類を対象としたため, 自動撮影カメラは樹幹または木杭を利用して地上高約50–100cmの高さに, 約10°程度下向きに傾けて固定した(カメラを上向きに設置すると日光による誤作動が発生し, 低い位置への設置はネズミや鳥類など本研究では対象としていない小型動物の撮影回数が増加することで, 電池や記録容量の過度な消費に繋がる恐れがある)。設置後は1–3ヶ月に1回程度の頻度でSDカードや電池交換等のメンテナンスを行った。

過去の生息状況との比較に際しては, 狭山丘陵全域を対象として2010年12月から2011年11月に10地点

で行われた調査 (山崎, 2012), および早稲田大学所沢キャンパス周辺において2013年7月から12月に6地点で行われた調査 (鷺見, 2014) の撮影データを利用した。自動撮影カメラは, 山崎 (2012) ではTrophy Cam (Bushnell) およびGame Spy D40 (Moultrie Feeders, Alabaster, AL, USA) が静止画モード (連続3枚撮影) で, 鷺見 (2014) ではTrophy Cam (Bushnell) が動画撮影モード (検知後30秒間) で用いられている。本研究を含む3回の調査において利用されたTrophy Cam, TREL10JおよびGame Spy D40の3機種のパフォーマンスは, レンズ画角がそれぞれ50°, 55°, 52°と同程度, 赤外線センサーの最大検知距離は25m, 25m, 12mであった。検知距離に関してはGame Spy D40のパフォーマンスが他の2機種よりも劣っているが, カメラはいずれの調査においても, 10°程度下向きに地表面を向くように設置しており, 実際の撮影距離は最大でも10m程度であったため, 比較に際してこの検知距離の差異は無視できるものと考えた。なお, 鷺見 (2014) では樹上性哺乳類も調査対象としており, 各地点2台の自動撮影カメラを用いているが, 本研究ではこのうち, 地上性哺乳類を対象に設置されたカメラのデータのみを利用した。また, 山崎 (2012), 鷺見 (2014) とともに, 自動撮影カメラの設置は2016年の調査と同様の方法で実施されている。

2.2 撮影データの整理

全ての調査で撮影された動画および静止画データについて, 地点, 日時, 動物種および同時撮影頭数を記録した。同種の動物種が連続して撮影された場合, 撮影の間隔が30分以上の記録を独立な撮影 (調査地点付近への訪問) と定義した (O'Brien, Kinnaird & Wibisono, 2003)。電池切れや動作不良等の影響により, 自動撮影カメラが正常に動作しなかった期間を除く有効撮影期間を調査地点ごとに算出した。本研究では, 有効撮影期間内の独立撮影回数を有効撮影回数, 有効撮影期間100日あたりの有効撮影回数を撮影頻度指標 (RAI; Relative Abundance Index) と定義し (O'Brien et al., 2003), 各調査地点, 動物種ごとにこれを算出した。なお, 山崎 (2012) では10地点のうち3地点が狭山丘陵本体ではなく, 南東部の孤立林に位置していたため, これらを除く7地点 (全て落葉広葉樹が優占する森林内, うち5地点は水辺付近) の撮影データを利用した。また, 鷺見 (2014) においては, 6地点のうち2地点で自動撮影カメラの動作不良により, 十分なデータが得られなかったため, 4地点 (全て落葉広葉樹が優占する森林内, うち2地点は水辺付近) の撮影データのみを利用した。

2.3 統計解析

各調査年における中型哺乳類のRAIの変化を明ら

表1 近年の狭山丘陵における哺乳類の生息記録およびカメラトラップ調査による生息確認状況
自動撮影カメラによる生息確認が困難なトガリネズミ目, コウモリ目, ムササビは除外, 種判別が困難なネズミ目についてはリス類およびネズミ類として記載した

標準和名*1	学名*1	重昆 (2011) 1976-2008年	山崎 (2012) 2011年	鷺見 (2014) 2013年	本研究 2016年
★ アカギツネ	<i>Vulpes vulpes</i>	●	●	●	●
★ タヌキ	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	●	●	●	●
★ アナグマ	<i>Meles anakuma</i>	●	●		
ニホンテン	<i>Martes melampus</i>	△			
ニホンイタチ	<i>Mustela itatsi</i>	●			●
★ ニホンノウサギ	<i>Lepus brachyurus</i>	●	●	●	●
リス類	<i>Sciuridae</i>	●	●		
ネズミ類	<i>Muridae</i>	●	●	●	●
★ アライグマ (外)	<i>Procyon lotor</i>	●	●	●	●
★ ハクビシン (外)	<i>Paguma larvata</i>	●	●	●	●
★ イエネコ (外)	<i>Felis catus</i>	●	●	●	●

★: 本研究で解析対象とした中型哺乳類種 ●: 確実な記録 △: 不確かな記録 (生息痕跡など種の正確な同定が困難な情報に基づいた記録)

*1 標準和名および学名は川田・岩佐・福井・新宅・天野・下稲葉・樽・姉崎・横畑 (2018) に従った。なお, 標準和名に続く (外) は当該種が外来哺乳類であることを示す

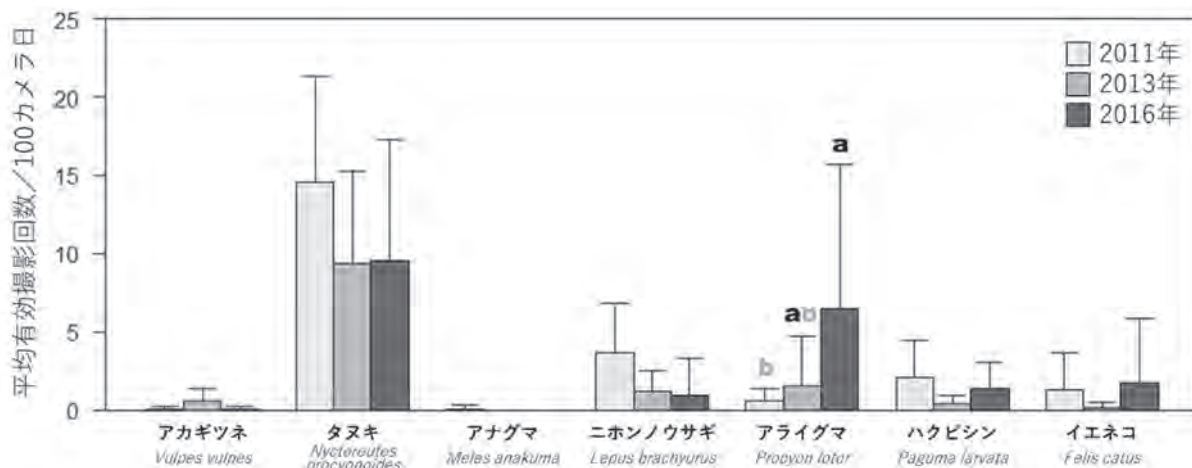


図1 狭山丘陵における近年のカメラトラップ調査による中型哺乳類の撮影状況
棒グラフは各年におけるRAI（撮影頻度指標）の平均，エラーバーは標準偏差（SD），図中の異なるアルファベットは一般化線形モデルおよびTukey-Kramer法によって，各年のRAIに有意な差が認められたことを示す

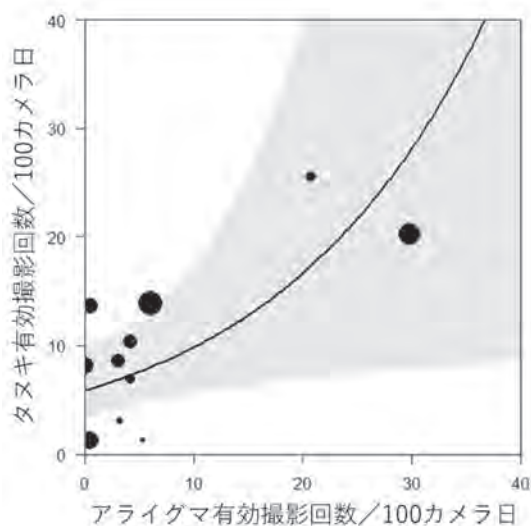


図2 タヌキとアライグマのRAIの関係
図中の黒丸は2016年のカメラトラップ調査における各調査地点のタヌキとアライグマのRAI（撮影頻度指標），丸の大きさは各調査地点の有効撮影期間，実線は一般化線形モデルによる予測結果，灰色部は95%信頼区間を示す

かにするため，負の二項分布を仮定した一般化線形モデル（GLM; Generalized Linear Model）による解析を行った。各調査地点における各哺乳類種の有効撮影回数を目的変数，調査年（2011年，2013年および2016年）を説明変数，カメラの有効撮影期間をオフセット項とし，リンク関数にはlogを用いた。調査年による有意な効果（ $p < 0.05$ ）が認められた際は，Tukey-Kramer法による多重比較を行った。

また，外来哺乳類との競争関係が示唆されている

在来哺乳類のタヌキについて，そのRAIに対する外来哺乳類のRAIの効果を検証した。各調査地点におけるタヌキの有効撮影回数を目的変数，アライグマ，ハクビシンおよびイエネコ（*Felis catus*）のRAIを説明変数，有効撮影期間をオフセット項，リンク関数にlogを用いて，同様に負の二項分布を仮定した一般化線形モデルによる解析を行った。以上の統計解析は，R（Ver. 3.3.2; www.r-project.org）のパッケージ MASS（Venables & Ripley, 2002）およびmultcomp（Hothorn, Bretz & Westfall, 2008）を用いて行った。

3. 結果

本研究における12地点の自動撮影カメラの有効撮影期間は合計で2,345日であり，撮影された哺乳類種とその有効撮影回数は，アカギツネ4回，タヌキ349回，ニホンイタチ（*Mustela itatsi*）4回，ニホンノウサギ（*Lepus brachyurus*）39回，ネズミ類277回，アライグマ146回，ハクビシン35回，およびイエネコ59回であった。なお，表1に文献調査によって近年の狭山丘陵における哺乳類相をまとめた重昆（2011），および山崎（2012），鷲見（2014）と本研究の3回のカメラトラップ調査によって生息が確認された哺乳類種のリストを示した。

調査地域に生息する7種の中型哺乳類（表1）について，2011年，2013年および2016年のカメラトラップ調査で得られたRAIを比較すると，いずれの年もタヌキが最も高く，アカギツネやアナグマは非常に

低い値を示した(図1)。また、一般化線形モデルにより、各中型哺乳類種のRAIに対する調査年(2011年、2013年および2016年)の効果を検証した結果、アライグマにおいて2011年と2016年の撮影頻度に有意な差(Tukey-Kramer法; $p < 0.05$)が認められた。一方、その他6種の中型哺乳類のRAIについては、調査年の有意な効果は検出されなかった。

在来哺乳類であるタヌキのRAIに対する外来哺乳類3種(アライグマ・ハクビシン・イエネコ)のRAIの効果をGLMにより検証した結果、タヌキRAIに対するアライグマRAIの有意な正の効果(係数±SD: 0.052 ± 0.023 ; $p < 0.05$)が検出された(図2)。

4. 考察

本研究では、カメラトラップ調査によって、近年の狭山丘陵における哺乳類の生息状況を把握するとともに、RAIを基に中型哺乳類の生息状況の変化について検討を行った。重昆(2011)は1976年から2008年までの54文献を精査し、狭山丘陵には6目11科23種の哺乳類が生息することを報告している。このうち自動撮影カメラによって生息確認が可能な8種およびリス類とネズミ類のうち、本研究を含む3回のカメラトラップ調査において、これら全ての哺乳類種が撮影された。

8種の哺乳類のうち、3回のカメラトラップ調査において継続して生息が確認されたのは、アカギツネ、タヌキ、ニホンノウサギ、アライグマ、ハクビシンおよびイエネコの6種であり、アナグマは2011年、ニホンイタチは2016年のみ撮影された。アナグマについては、生息記録は存在するものの、2009年に近隣の草花丘陵で捕獲した個体が人為的に導入されたという情報もあり、狭山丘陵において自然分布しているかは明らかになっていない(重昆, 2011)。山崎(2012)では10地点のうち3地点において、それぞれ1度だけアナグマが撮影されているが、そのうち2地点は狭山丘陵の中では連続山地から最も離れた丘陵東部の孤立林(都立東大和公園・都立狭山公園)であり、丘陵外からの移動分散は考えにくい。狭山丘陵には現在も少数が特定地域に生息しているものと思われるが、詳細な生息状況について今後の調査が望まれる。

ニホンイタチは1980年代には狭山丘陵に広く分布していたようであるが、1990年以降の記録は少な

い(重昆, 2011)。ニホンイタチは一般的に河川沿いなどの水辺環境を好むため(岡田・黒田・勝野, 2007)、耕作放棄による水田の減少や河川の護岸化によって生息数が減少している可能性も考えられる。本研究においてニホンイタチが撮影されたのは2016年に3地点で4回のみであり、いずれも水辺に近い環境であった。ただし、本研究を含む3回のカメラトラップ調査では、主に中型哺乳類を対象に自動撮影カメラを設置していたため、小型で俊敏なニホンイタチを必ずしも撮影できているとは限らない。したがって、この調査結果をもってニホンイタチの生息状況について言及することは難しい。一方で著者の東出と竹内は、早稲田大学所沢キャンパスの湿地において、頻繁にニホンイタチの足跡を目撃しており、2015年にはアライグマの捕獲罠で捕獲、2016年には近隣の所沢市堀之内のため池付近で目撃するなど、本地域では現在も安定的に生息しているものと考えられる。

アナグマを除く3種の在来中型哺乳類は3回の調査を通じて確認され、調査年によるRAIの違いは認められなかった。いずれの年もタヌキが最も高いRAIを示していたことから、狭山丘陵において最も一般的な種であるといえる。哺乳類の種多様性は、森林の分断、孤立化によって低下することが知られているが(園田・倉本, 2008)、タヌキは森林の連続性が中程度の里山的な環境を選好する傾向がある(原科他, 1999)。また、多摩丘陵の山地林、連続林および孤立林でカメラトラップ調査を行った園田・倉本(2008)においても、タヌキのRAIは孤立林で最も高くなっており、比較的大面積の孤立林が主要な生息地として機能することが示唆されている。したがって、狭山丘陵はタヌキの主要な生息地として、現在も生息に適した環境が維持されているものと考えられる。

アカギツネもタヌキと同様、里山的な環境を選好することが知られている(原科他, 1999)。本研究ではいずれの年においても生息は確認されたものの、そのRAIは低かった。しかしこれは、本種が排他的で広い行動圏を有すること(Carter, Luck & McDonald, 2012)が一因であると考えられる。なお、狭山丘陵においては、アカギツネは昭和30-40年代(1955-1974年)に一度絶滅したとする見解もあるが、真偽は不明である(重昆, 2011)。アカギ

ツネはまれに長距離（直線距離で60km以上）の移動分散をすることも知られているため（Walton, Samelius, Odden & Willebrand, 2018）、一度絶滅した後に分散個体が定着していても不思議ではない。いずれにしても、近年の狭山丘陵には、少数のアカギツネが安定的に生息していると考えられる。

狭山丘陵にはニホンノウサギも広く分布しており、本研究においても比較的高いRAIを示した。Saito & Koike (2009) は、郊外や都市部において本種の個体群を維持するためには、半径500m (78.5ha) 以上の森林の保全が必要であると指摘しており、1,295haにおよぶ森林面積が、狭山丘陵において本種の安定的な生息を担保している一因と考えられる。一方、有意な差は認められなかったものの、ニホンノウサギのRAIは年々減少しているようにも見受けられる。しかし、ウサギ類の個体数については、例えば北米に生息するカンジキウサギでは、捕食者であるカナダオオヤマネコとの捕食・被食関係の下で個体数が周期的に大きく変動することも知られている（嶋田正和・山村則男・粕谷英一・伊藤嘉昭, 2005）。したがって、このRAIの減少傾向だけをもって狭山丘陵におけるノウサギの生息状況の変化に言及することは難しいが、埼玉県（2010）では、雑木林などの開発やノイヌ（*Canis lupus familiaris*）やノネコがノウサギの生息に及ぼす影響が危惧されており、県内の個体数が減少傾向にあるとも推測されていることから、今後もその動向には注視する必要があるだろう。

なお、リス類についてであるが、狭山丘陵には在来種のニホンリス（*Sciurus lis*）は生息していないと考えられているが（重昆, 2011；田村・岡野・星野, 2017）、これまでに外来種のキタリス（*S. vulgaris*）、クリハラリス（*Callosciurinae erythraeus*）およびシマリス（*Tamias sibiricus*）の3種が記録されている（重昆, 2011）。このうちクリハラリスとシマリスは一時的な出没であり、定着はしなかったと考えられているが（重昆, 2011）、キタリスは2000年頃には北東部を除く狭山丘陵のほぼ全域に分布していた可能性が指摘されている（中澤, 2001；田村他, 2017）。したがって2011年に撮影されたりス類もキタリスであった可能性が高い。その後2014年からは環境省事業によるキタリス防除が始まり、2016年までに32個体が捕獲されている（田

村他, 2017）。したがって2013年と2016年にリス類が撮影されなかったことは、むしろ喜ばしい結果であろう。

外来中型哺乳類については、ハクビシンとイエネコのRAIには調査年による差異は認められなかった。一方でアライグマのRAIは年を追うごとに増加しており、2011年と2016年のRAIには有意な差が検出された。カメラ設置地点は調査年によって異なっており、設置地点付近の局所的環境の差異が撮影頻度に影響を及ぼした可能性も考えられる。しかし、兩年とも一般的にアライグマが好むとされる水辺付近の環境（Zeweloff, 2002）に半数以上のカメラを設置していたことを考慮すると、このRAIの上昇は狭山丘陵における近年のアライグマ生息数の増加を示唆している可能性がある。埼玉県では2006年以降、アライグマの捕獲数が急増しており、2016年には全県で5,244頭が捕獲されている（農文協プロダクション, 2018）。しかし、2011年から2016年にかけてアライグマのRAIが増加していた本研究の結果を踏まえると、少なくとも狭山丘陵においては捕獲の効果は顕著ではなく、個体数低減には繋がっていないことが示唆される。日本国内ではアライグマの定着によって、農業被害、生活被害、人獣共通感染症の媒介、および捕食や競合を介した在来生態系への影響が懸念されている（池田, 2006；金田・加藤, 2011）。在来哺乳類との競合に関しては、タヌキ、アライグマ、ハクビシンの3種において餌資源の重複率が高いことや（Matsuo & Ochiai, 2009）、アライグマの生息がタヌキの生息に負の影響を及ぼすこと（栗山他, 2018）などが報告されている。また、Abe, Ikeda & Tatsuzawa (2006) はタヌキとアライグマの土地利用の傾向に差異があることを報告しており、競合の可能性も示唆されている。本研究では、アライグマのRAIはタヌキのRAIに正の影響を及ぼしていた。この結果はアライグマの生息がタヌキに正の影響を及ぼすということではなく、2種の選好環境が類似していることを示唆するものと考えられる。しかし、生息パッチ間の環境収容力の違いを考慮しない場合、本来は負の相関となる事象であっても、みかけ上は正の相関となることが指摘されているため（宮下・野田, 2003）、この結果をもって2種の競合の可能性を論じることは難しい。一方、本調査地域では2011年から2016年にかけてアライグ

マのRAIは急増していたものの、タヌキをはじめとする在来中型哺乳類のRAIに変化は認められなかったことから、現時点では狭山丘陵において、アライグマの存在が在来中型哺乳類種の生息に与える影響は大きくはないものと推察される。

本研究では各年の調査地点数が少なかったため、環境要因を考慮した検討はできなかったが、狭山丘陵における近年の中型哺乳類のトレンドを概ね把握できたものと考えている。狭山丘陵は比較的広い森林面積を有しており、孤立林でありながら、多くの哺乳類が安定的に生息可能な環境が維持されてきたと考えられる。しかし、市街地に囲まれた立地の影響からか、ペットの移出または放逐による出没も多く、先述したアライグマや外来リス類だけでなく、過去にはカイウサギが目撃された記録もあることから（重昆，2011），新たな外来種が定着する危険性もある。今後アライグマの生息数がさらに増加する可能性もあるため、外来哺乳類の動向と、在来生態系への影響には注意が必要であろう。

5. 謝辞

本研究を実施するにあたり、2016年当時、早稲田大学教務部自然環境調査室でアルバイトをされていた早稲田大学の学生には、現地調査およびデータ整理をお手伝い頂いた。兵庫県立大学の栗山武夫氏には、特にアライグマと在来哺乳類との競合について、有益な御助言を頂いた。また早稲田大学人間科学学術院の平塚基志氏とは論文執筆に際して広く意見交換を行った。ここに記して感謝申し上げる。

6. 引用文献

- Abe, G., Ikeda, T. & Tatsuzawa, S. (2006). Differences in habitat use of the native raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides albus*) and the invasive alien raccoon (*Procyon lotor*) in the Nopporo Natural Forest Park, Hokkaido, Japan. *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shokadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland, 116-121.
- Carter, A., Luck, G.W. & McDonald, S.P. (2012). Ecology of the red fox (*Vulpes vulpes*) in an agricultural landscape. 2. Home range and movements. *Australian Mammalogy*. **34** (2), 175-187.
- 原科幸爾・恒川篤史・武内和彦・高槻成紀 (1999). 本州における森林の連続性と陸生哺乳類の分布 ランドスケープ研究. **62** (5), 569-572.
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical journal*. **50** (3), 346-363.
- 池田透 (2006). アライグマ対策の課題 *哺乳類科学*. **46** (1), 95-97.
- 今井淳一・角谷拓・鷺谷いづみ (2013). 空間スケールと解像度を考慮した里地里山における土地利用のモザイク性指標: 福井県の市民参加型調査データを用いた検証 *保全生態学研究*. **18** (1), 19-31.
- Kadoya, T. & Washitani, I. (2011). The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*. **140** (1-2), 20-26.
- 金田正人・加藤卓也 (2011). 外来生物アライグマに脅かされる爬虫両生類 (特集 爬虫両生類における外来生物問題とその対策) *爬虫両棲類学会報*. **2011** (2), 148-154.
- 重昆達也 (2011). 狭山丘陵の哺乳類 トトロふるさと財団自然環境調査報告書. **8**, 20-72.
- 川田伸一郎・岩佐真宏・福井大・新宅勇太・天野雅男・下稲葉さやか・樽創・姉崎智子・横畑泰志 (2018). 世界哺乳類標準和名目録 *哺乳類科学*. **58** (別冊), 1-53.
- 栗山武夫・小井土美香・長田穰・浅田正彦・横溝裕行・宮下直 (2018). 密度推定に基づいたタヌキに対する外来哺乳類 (アライグマ・ハクビシン) の影響 *保全生態学研究*. **23** (1), 9-17.
- Matsuo, R. & Ochiai, K. (2009). Dietary overlap among two introduced and one native sympatric carnivore species, the raccoon, the masked palm civet, and the raccoon dog, in Chiba Prefecture, Japan. *Mammal study*. **34** (4), 187-195.
- 宮下直・野田隆史 (2003). 群集生態学 東京大学出版会.
- 中澤美和 (2001). 狭山丘陵におけるリス類の分布について *リスとムササビ*. **9**, 12-14.

- 農文協プロダクション (2018). 平成29年度 鳥獣被害対策基盤支援事業 対策手法確立調査・実証事業 調査報告書.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F. & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*. **6**, 131-139.
- 岡田昌也・黒田貴綱・勝野武彦 (2007). 神奈川県の数流域におけるイタチの分布と生息環境に関する研究 *神奈川自然誌資料*. **28**, 55-58.
- 埼玉県 (2010). 埼玉県レッドデータブック 2008 (動物編). <http://www.pref.saitama.lg.jp/site/red/animal-menu.html>.
- Saito, M. & Koike, F. (2009). The importance of past and present landscape for Japanese hares *Lepus brachyurus* along a rural-urban gradient. *Acta theriologica*. **54** (4), 363-370.
- 嶋田正和・山村則男・粕谷英一・伊藤嘉昭 (2005). 動物生態学新版 海游舎.
- 園田陽一・倉本宣 (2008). 多摩丘陵および関東山地における非飛翔性哺乳類の種組成に対する森林の孤立化の影響 *応用生態工学*. **11** (1), 41-49.
- 鷺見羽衣子 (2014). 狭山丘陵における哺乳類の現状 早稲田大学人間科学部2013年度卒業論文.
- 高木陽光 (2010). 東京近郊における緑地空間の保全と利用: 狭山丘陵を事例に *比較都市史研究*. **29** (1), 31-51.
- 竹内大悟・東出大志 (2019). 狭山丘陵の谷戸環境における湿地植生と水位変動の関係および湿地保全の取り組み—早稲田大学所沢キャンパスB地区の事例から— *人間科学研究*. **32** (2), 205-216.
- 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史 (2001). 里山の環境学 東京大学出版会.
- 田村典子・岡野美佐夫・星野莉紗 (2017). 狭山丘陵に生息する特定外来生物キタリスの早期対策の試み *哺乳類科学*. **57** (2), 367-377.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. (2002). *Modern applied statistics with S*. New York, USA: Springer.
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M. & Willebrand, T. (2018). Long-distance dispersal in red foxes *Vulpes vulpes* revealed by GPS tracking. *European journal of wildlife research*. **64** (6), 64.
- 山崎晃典 (2012). 狭山丘陵における野生動物相 早稲田大学人間科学研究科2011年度修士論文.
- Zeveloff, S.I. (2002). *Raccoons: a natural history*. UBC Press.