

資料

センサーハイブリッドカメラを用いた宮城県牡鹿半島の哺乳動物相と鳥類相の評価 —シカの影響に着目して—

伊藤 淩¹⁾・武田 悠佑¹⁾・太田 吉厚²⁾・辻 大和^{1)*}

A survey of mammalian and avian fauna in Oshika Peninsula, Miyagi Prefecture, using sensor cameras

Rin ITO¹⁾, Yusuke TAKEDA¹⁾, Yoshiatsu OTA²⁾ and Yamato TSUJI^{1)*}

要旨

2023年から2024年にかけて、宮城県牡鹿半島でセンサーハイブリッドカメラを用いた動物相の調査を実施した。期間中、39種の動物（哺乳類11種、鳥類28種）を記録した。牡鹿半島の動物相の種の豊富さは東北地方の他の調査地と同程度だったが、記録された動画の74%はニホンジカ *Cervus nippon*（以下シカ）に偏っており、近年の半島内のシカの生息数の増加と分布拡大を反映していた。シカは秋に多く撮影され、これは交尾期の活動性の高まりを反映していると考えられた。日内では夜間の撮影頻度が高く、半島内で実施されている有害駆除を避けるためと考えられた。食肉類の一部は、シカの撮影頻度が高い場所で多く撮影された。植物生産性の高い場所に両者が引き寄せられた可能性、もしくは食肉類がシカの死体を食物として利用している可能性が示唆された。シカの撮影頻度と撮影された動物種数に関連はなかったが、シカが動物相に与える影響については、より長期的な調査を踏まえて判断すべきである。

キーワード:動物相、森林生態系、牡鹿半島、センサーハイブリッドカメラ、ニホンジカ

（2025年9月24日受付、2025年10月15日受理、2026年1月31日発行）

はじめに

近年、日本各地でニホンジカ *Cervus nippon* Temminck, 1836（以下シカ）の増加に伴う森林生態系への影響が問題となっている（植生学会委員会, 2011）。シカの密度の増加は、1) 土壤成分の劣化（古澤ほか, 2003; 若原ほか, 2008; 福島ほか, 2014）、2) 動物相の減少（坂田ほか, 2008; 上田ほか, 2009; 奥田ほか, 2012; 近藤, 2017）、3) 植物群集の衰退（長谷川, 2000; 崎尾ほか, 2013; 角田ほか, 2017; 壁村ほか, 2018）を引き起す。同所的に生息する生物への影響として、

たとえば岩手県ではシカの採食圧によりオオバナノエンレイソウ *Trillium camschatcense* Ker Gawl.の個体群の被食率が2017年以降に上昇し、開花個体数が減少した（真崎・富松, 2024）。兵庫県のウスイロヒヨウモンモドキ *Melitaea protomedia* Mntris, 1858は、2005年から2011年までは約1kmのトランセクトで成虫を40個体以上確認できたが、シカの食害や踏みつけによる食草減少に伴い、2014年には確認できなくなった（近藤, 2017）。植物が生育可能な土壤や動物群集の健全性を維持するために、シカ個体群の適切な管理は重要と考えられ、生態系に影響を及ぼさないシカ密度の把

¹⁾ 石巻専修大学理工学部生物科学科 〒986-8580 宮城県石巻市南境新水戸1番地

²⁾ 特定非営利活動法人宮城県森林インストラクター協会 〒981-0121 宮城県宮城郡利府町神谷沢字菅野沢41

* Corresponding author. E-mail: ytsuji1002@gmail.com

© 2026 兵庫県立人と自然の博物館。

オープン・アクセス。注があるものを除いて、この記事の内容物はクリエイティブ・コモンズ表示 4.0 国際ライセンスの下に提供されています（<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.ja>）。

握は必須と言える。

宮城県牡鹿半島でも、シカの増加に伴う農林業被害、車との交通事故(Takahashi et al., 2023)、そして下層植生の衰退(下山, 2012)が問題となっており、シカの有害駆除や第二種特定鳥獣管理計画に基づく個体数調整がすすめられている(宮城県, 2022)。我々は2020年度より、半島内のシカの採食圧による植生改変が土壤環境や同所的に生息する動物の個体群サイズ・行動に及ぼす影響の評価を開始した。後者に関しては、牡鹿半島外に位置する石巻専修大学の演習林と半島南西部の清崎地区でセンサーカメラを用いた哺乳類ならびに鳥類の生息状況の予備調査を実施し、撮影された動物相について本誌に報告した(古川ほか, 2022; 八木澤ほか, 2024)。今回、調査範囲を半島全域に広げ、約一年にわたって調査を行ったので、撮影された動物の内容を報告するとともに、シカの生息実態についての情報を整理し、同所的に生息する動物との関連について検討する。この知見を、今後の同地域でのシカ管理を進めるうえでの基礎資料したい。

材料と方法

調査地

本研究は、宮城県石巻市にある牡鹿半島(北緯38度37分、東経141度47分)で調査を行った(図1)。石巻市の年平均降水量は1089.4 mm、年平均気温は12.2 °C、平均最高気温は16.8 °C、平均最低気温は7.9 °Cである(いずれも2011–2020年の平均値)(気象庁, 2025)。

牡鹿半島にはスギ *Cryptomeria japonica* (Thunb. ex L.f.) D. Don (1839)やヒノキ *Chamaecyparis obtusa* の植林地やコナラ *Quercus serrata* Murray (1784)やアカマツ *Pinus densiflora* Siebold et Zucc.を優占種とする二次林が広がり、部分的にモミ *Abies firma* Siebold et Zucc.またはタブノキ *Machilus*

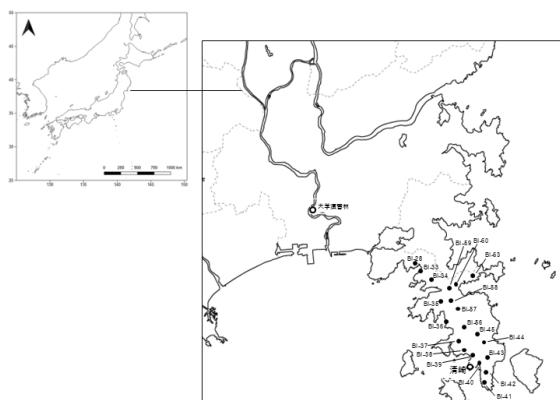


図1 調査地の地図。黒丸はセンサーカメラを設置した場所。白丸はデータを解析に加えた大学演習林(古川ほか, 2022)と清崎(八木澤ほか, 2024)の位置を示す。

thunbergii Siebold et Zucc. (1846)が優占する自然植生が分布している(平吹・高槻, 1994; 下山, 2012)。シカの採食圧の影響で、林床植生が非常に貧弱であるいっぽう、シカが好まないベニバナボロギク *Crassocephalum crepidioides* (Benth.) S. Moore (1912)が蔓延し、大群落を形成している(宮城県, 2022)。

牡鹿半島は、戦後まもなくシカ狩りを主体とする県営獵区であり、1965年時点では狩猟者でさえシカの姿を見かけることがなかったという。また、1980年代の牡鹿半島のシカに関する記録では、植生への影響への言及はみられない(下山, 2012)。しかし1990年代以降、シカは生息数や生息域を急速に拡大させ、農林業被害のみならず車両衝突事故や庭木の食害など人とのあつれきが増大するとともに、林床への食圧による下層植生の単純化など生物多様性にも影響を及ぼしている(宮城県, 2022; Takahashi et al., 2023)。

カメラトラップによる動物の相対撮影指標の評価

シカをはじめとする動物の生息状況を評価するため、牡鹿半島内にセンサーカメラ(Ltl-Acorn 6310W, Shenzhen Ltl Acorn Electronics Co. Ltd.)を20台設置した(図1)。カメラ設置場所はいずれも落葉樹林が優占し、海岸付近の設置場所ではタブノキも見られた。カメラ設置場所の林床植生はガマズミ *Viburnum dilatatum* Thunb. (1782)、イチゴ類 *Rubus* spp.、ムラサキシキブ *Callicarpa japonica* Thunb. (1784)、アズマネザサ *Pleioblastus chino* (Franch. et Sav.) Makino、ズタケ *Sasamorpha borealis* (Hack.) Nakaiなどの低木がまばらに生育し、草本類は林縁部にススキ *Misanthus sinensis* Andersson (1855)、ベニバナボロギク、アザミ属 *Cisium* spp.、有毒のテンナンショウ属 *Arisaema* が生育しているのを除けば貧弱だった。カメラは、半島内を通る県道2号線および220号線から林内に50 m以上入った場所に自生する高木の幹(地上高1 m)に縛り付けて固定し、レンズを林床に向けた。ゆえに、道路周辺の林縁的な環境が動物の撮影に影響した可能性は否定できず、また撮影された鳥類が地上性の強い種に偏っている点は注意が必要である。カメラの映像の撮影時間は60秒、撮影インターバルは10分間とし、動画には撮影年月日と撮影時刻が写し込まれるように設定した。同一個体の重複撮影を避けるために、30分未満の間隔で撮影された動物は同一個体とみなした(O'Brien et al., 2003)。カメラ上部には、雨よけとしてプラスチックトレーをセットした。20台のセンサーカメラのうち2台は宮城県立自然公園特別地域内に、そして14台は三陸復興国立公園特別地域内に設置したため、工作物の設置許可を取得した(宮城県自然保護課東振指令第509号、同510号)。カメラの設置期間は2023年4月から2024年2月の11ヶ月間とし、この間約2か月に一度の頻度(合計5回)でデータを回収した。調査期間が長期にわたったため、途中でカメラの動作不良が発生した。ゆえに、設置場所により稼働日数は異なる(表1)。

表1 牡鹿半島に設置したセンサーハメラの稼働日数(2023年4月～2024年2月)。

カメラID	2023年												2024年			総計
	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb		Jan	Feb	総計	
BI28	2	0	4	31	16	30	15	0	31	31	15	129				
BI33	19	31	30	31	31	30	31	14	0	0	0	217				
BI34	19	31	28	31	31	30	18	30	31	31	15	249				
BI35	19	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	264				
BI36	19	31	30	31	31	30	31	19	18	31	15	240				
BI37	12	31	27	19	31	30	9	30	31	31	15	220				
BI38	9	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	254				
BI39	12	31	27	29	31	30	31	30	31	31	15	252				
BI40	19	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	264				
BI41	17	4	4	31	31	30	31	29	18	31	15	195				
BI42	19	31	30	31	17	30	31	30	31	31	15	250				
BI43	19	31	21	7	11	1	0	24	31	31	15	145				
BI44	19	31	30	31	31	30	31	30	31	31	5	264				
BI45	19	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	264				
BI56	19	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	264				
BI57	19	31	30	31	22	0	4	30	31	31	15	198				
BI58	10	31	27	23	31	30	31	30	31	24	0	244				
BI60	9	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	254				
BI63	12	31	30	31	31	30	31	30	31	31	15	257				
BI66*	0	0	0	0	10	30	31	30	31	31	15	132				
合計	292	531	498	543	541	541	511	536	563	582	260	5398				

* 期間中に BI59, BI07 と交換

撮影された映像から動物が撮影されたデータを抽出し、動物種、時間帯(0時から23時まで1時間単位で評価)、撮影された個体数を記録した。一枚のビデオに複数種の鳥類が同時に映った場合は各鳥類種の撮影回数をそれぞれ1回とカウントした。カメラ間での稼働日数の違いを補正するため、データの比較には、100カメラ稼働日あたりの撮影枚数[撮影頻度指標:Relative Abundance Index(以下RAI)]を用いた。後述するように、シカ以外の動物の撮影枚数が少なかったため、本研究ではこれらの動物種の撮影頻度の季節性や撮影された時間帯に関する解析は実施しなかった。また、シカの映像には多くの場合複数の個体が映っていたが、本報告では群れの構成については議論しなかった。

統計解析

シカの RAI の月変化ならびに時間帯による変化を評価するために、一般化線形混合モデル(GLMM)を用いた。センサーハメラの設置場所をランダム要因とし、目的変数の誤差構造には正規分布を仮定した。牡鹿半島のシカの生息密度と他の動物の生息との関連性を評価するために、シカの RAI と対象動物種の RAI との間でスピアマンの順位相関分析を行った。相関分析には稼働日数が200日以上のカメラ($n = 16$)のデータだけを使用し、解析対象は調査期間中の全カメ

表2 牡鹿半島にセットしたセンサーハメラ(設置期間:2023年4月～2024年2月)によって撮影された動物の種類と撮影頻度のまとめ。

和名	科	学名	撮影月	撮影枚数
哺乳類	Mammalia			
タヌキ	Canidae	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	Jan, Feb, Apr, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct, Nov, Dec	54
アカギツネ	Canidae	<i>Vulpes vulpes</i>	Aug, Sep, Dec	3
ニホンアグマ	Mustelidae	<i>Meles anakuma</i>	Apr, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct	137
ニホンテン	Mustelidae	<i>Martes melampus</i>	Jan, Apr, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct, Nov, Dec	60
ハクビシン	Viverridae	<i>Paguma larvata</i>	Apr, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct	33
イエネコ	Felidae	<i>Felis catus</i>	Jan, May, Jun, Nov	9
ニホンジカ	Cervidae	<i>Cervus nippon</i>	Jan, Feb, Apr, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct, Nov, Dec	2157
ニホンリス	Sciuridae	<i>Sciurus lis</i>	Jan, Feb, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct, Nov, Dec	29
ニホンウサギ	Leporidae	<i>Lepus brachyurus</i>	Jul, Nov	2
ネズミ類	Muridae	<i>Apodemus</i> sp.	Jul, Aug, Sep, Oct	12
コウモリ類	Chiroptera	<i>Chiroptera</i> sp.	Jan, Jul, Aug, Sep	9
不明哺乳類	-	-	Jan, Apr, May, Jun, Oct, Nov, Dec	49
小計				2554
鳥類	Aves			
ヤマガラ	Paridae	<i>Sittiparus varius</i>	Jan, May, Jun, Oct, Nov	7
シジュウカラ	Paridae	<i>Parus minor</i>	Apr, Jul, Sep, Oct, Nov	9
カケス	Corvidae	<i>Garulus glandarius</i>	Jan, Feb, Aug, Sep, Oct, Nov, Dec	27
カラス類	Corvidae	<i>Corvus</i> sp.	Apr, Aug	3
ハシブタガラス	Corvidae	<i>Corvus macrorhynchos</i>	Jan, Feb, Apr, May, Jun, Oct, Dec	38
ハシボノガラス	Corvidae	<i>Corvus corone</i>	Feb, Apr, May, Jun, Jul, Aug, Dec	60
キジバト	Columbidae	<i>Streptopelia orientalis</i>	Jul	19
コゲラ	Picidae	<i>Dendrocopos kizuki</i>	Apr, Jul, Oct	4
アオゲラ	Picidae	<i>Picus awokera</i>	Jun, Aug, Sep	3
ホオジロ	Emberizidae	<i>Emberiza cioides</i>	Aug	1
ツグミ類	Turdidae	<i>Turdus</i> sp.	Aug, Oct	5
クロツグミ	Turdidae	<i>Turdus cardis</i>	May, Jun, Jul, Aug, Oct	14
トラツグミ	Turdidae	<i>Zoothera dauma</i>	Apr	1
スズメ	Passeridae	<i>Passer montanus</i>	Jul	1
ヒヨドリ	Pycnonotidae	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	Apr, May, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct, Nov	43
メジロ	Zosteropidae	<i>Zosterops japonicus</i>	Aug	1
アオジ	Emberizidae	<i>Emberiza spodocephala</i>	Apr	1
イワツバメ	Hirundinidae	<i>Delichon urbica</i>	Sep	1
ウグイス	Cettiidae	<i>Horornis diphone</i>	Oct	1
オオルリ	Muscicapidae	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	Jun, Jul, Aug	3
キジ	Phasianidae	<i>Phasianus versicolor</i>	Jan, Feb, Apr, Jun, Jul, Aug, Oct, Dec	26
コガラ	Paridae	<i>Poecile montanus</i>	Jan	1
ゴジュウカラ	Sittidae	<i>Sitta europaea</i>	Aug	1
シロハラ	Turdidae	<i>Turdus pallidus</i>	Apr	1
トビ	Accipitridae	<i>Milvus migrans</i>	Jan, Feb, Jul	5
ヒタキ類	Muscicapidae	<i>Muscicapidae</i> sp.	Aug	1
フクロウ	Strigidae	<i>Strix uralensis</i>	Oct, Dec	6
ベニマシコ	Fringillidae	<i>Carpodacus sibiricus</i>	Nov	1
ヤマドリ	Phasianidae	<i>Syrmaticus soemmerringii</i>	Jan, Feb, May, Jun	5
モズ	Laniidae	<i>Lanius bucephalus</i>	Jun, Jul, Sep, Oct	4
不明鳥類	-	-	Jan, Apr, Jun, Jul, Aug, Sep, Oct, Nov	61
小計				354
不明動物			Jul, Aug, Sep, Oct	17
合計				2925

ラの撮影回数が20を超えた動物種に限定した。また、調査期間全体のシカのRIAと調査期間中に撮影されたシカ以外

の動物種との関連も分析した。相関分析の際、半島外の大学演習林(古川ほか, 2022)と半島南西部の清崎地区(八木澤ほか, 2024)のシカおよびそれ以外の動物の RIA もデータセットに加えた(この 2箇所については、複数のセンサーダブルから得られた情報をまとめて扱った)。

統計解析にはフリーソフトウェア R ver. 4.2.3 (R Developmental Core Team, 2023) とパッケージ *nlme* (Pinheiro et al., 2021) を用い、有意水準(α)は 0.05 とした。

結 果

調査期間中、我々は 20 台のセンサーダブル(合計稼働日数:5398)で動物の映像を 2925 回記録した。撮影された動物は、哺乳類が 11 種(種が同定できなかったネズミ類とコウモリ類はそれぞれ 1 種とカウントした)、鳥類が 28 種(種が同定できなかったヒタキ類は 1 種とカウントした)の計 39 種だった(表 2)。哺乳類はシカが総撮影枚数 2157 枚で最も多く(調査期間全体の RAI:47.3)、本種だけで全体の撮影枚数の 74% を占めた。ニホンアナグマ *Meles anakuma* Temminck, 1842 の 137 回(RAI:3.0)、ニホンテン *Martes melampus* (Wagner, 1841) の 60 回(RAI:1.3)、タヌキ *Nycteleutes procyonoides* Temminck, 1838 の 54 回(RAI:1.2) がそれに次いだ。シカ、タヌキ、ニホンテン、ニホンリス *Sciurus lis* Temminck, 1844 は通年撮影された(表 2)。哺乳類に比べて鳥類の撮影枚数は少なく、不明種を合わせて 354 回(RAI:7.8) だった(表 2)。鳥類の中ではハシボソガラス *Corvus corone* Linnaeus, 1758 の撮影枚数が 60 回(RAI:1.3) でもつとも多く、ヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis* (Temminck, 1830) の 43 回(RAI:0.9) とハシブトガラス *Corvus macrorhynchos* Wagler, 1827 の 38 回(RAI:0.8) がそれに次いだ。

シカの RAI の月変化ならびに時間帯による変化を図 2 に示す。シカの RAI は有意に月変化し、秋に高かった(図 2a; 表 3)。いっぽう、シカの RAI は深夜から夜明けにかけて(1 時台～5 時台)と日没前後(16 時台～20 時台)という 2 回のピークがあった(図 2b; 表 3)。

表 4 に、調査期間全体のシカの RAI と他の動物の RAI の相関分析の結果を示す。分析した 10 種の中でニホンアナグマ、ニホンテン、ハクビシンの 3 種の RAI についてはシカの RAI との間に有意な正の相関が得られ(ニホンアナグマ: $r_s = 0.693, p = 0.001$; ニホンテン: $r_s = 0.687, p = 0.002$; ハクビシン: $r_s = 0.562, p = 0.015$)、またタヌキについても有意な傾向が得られた($r_s = 0.447, p = 0.063$)。

考 察

牡鹿半島では、哺乳類 11 種、鳥類 28 種がセンサーダブル

表3 シカの RAI の時間的変化に関する一般化線形混合モデル(GLMM)の解析結果のまとめ。

	推定値	±	SE	自由度	t	p
月変化						
切片	55.6	±	20.1	178	2.76	0.006
1月	-31.0	±	24.7	178	-1.26	0.211
2月	-38.1	±	25.1	178	-1.52	0.131
5月	-3.0	±	25.0	178	-0.12	0.906
6月	17.9	±	24.6	178	0.73	0.468
7月	2.1	±	24.6	178	0.08	0.934
8月	9.8	±	24.4	178	0.40	0.689
9月	3.8	±	24.7	178	0.16	0.877
10月	69.3	±	24.7	178	2.80	0.006
11月	-4.8	±	24.7	178	-0.19	0.846
12月	-22.1	±	24.7	178	-0.90	0.372
時間変化						
切片	2.1	±	0.7	437	3.10	0.002
1時台	0.7	±	0.7	437	1.04	0.300
2時台	0.9	±	0.7	437	1.35	0.178
3時台	1.4	±	0.7	437	0.06	0.040
4時台	1.0	±	0.7	437	1.56	0.119
5時台	0.7	±	0.7	437	1.14	0.256
6時台	-0.1	±	0.7	437	-0.08	0.933
7時台	-0.4	±	0.7	437	-0.57	0.567
8時台	-0.2	±	0.7	437	-0.25	0.801
9時台	-0.5	±	0.7	437	-0.71	0.478
10時台	-0.8	±	0.7	437	-1.21	0.229
11時台	-0.2	±	0.7	437	-0.26	0.795
12時台	-0.2	±	0.7	437	-0.33	0.743
13時台	0.2	±	0.7	437	0.23	0.819
14時台	-0.2	±	0.7	437	-0.30	0.766
15時台	-0.1	±	0.7	437	-0.14	0.885
16時台	1.2	±	0.7	437	1.76	0.080
17時台	1.9	±	0.7	437	2.83	0.005
18時台	2.5	±	0.7	437	3.79	<0.001
19時台	1.9	±	0.7	437	2.82	0.005
20時台	1.5	±	0.7	437	2.29	0.023
21時台	0.6	±	0.7	437	0.86	0.389
22時台	1.2	±	0.7	437	1.79	0.074
23時台	0.6	±	0.7	437	0.94	0.349

月変化の場合 4 月の推定値を 0、時間変化の場合 0 時台の推定値を 0 とした。

に記録された。このうち中型の哺乳類については東北地方でみられる主要な中型食肉(鈴木ほか, 2004; 林野庁東北森林管理局, 2023; 高橋, 2022)と共に、また鳥類については、撮影された 28 種の鳥類(種まで同定できたもの)すべてが宮城県の他地域の鳥類相と共に共通だった(伊沢・藤田, 2002; 移川・溝田, 2005; 撮待ほか, 2012)。大型獣のうち、ニホンザル *Macaca fuscata* とイノシシ *Sus scrofa* は本研究の実施期間

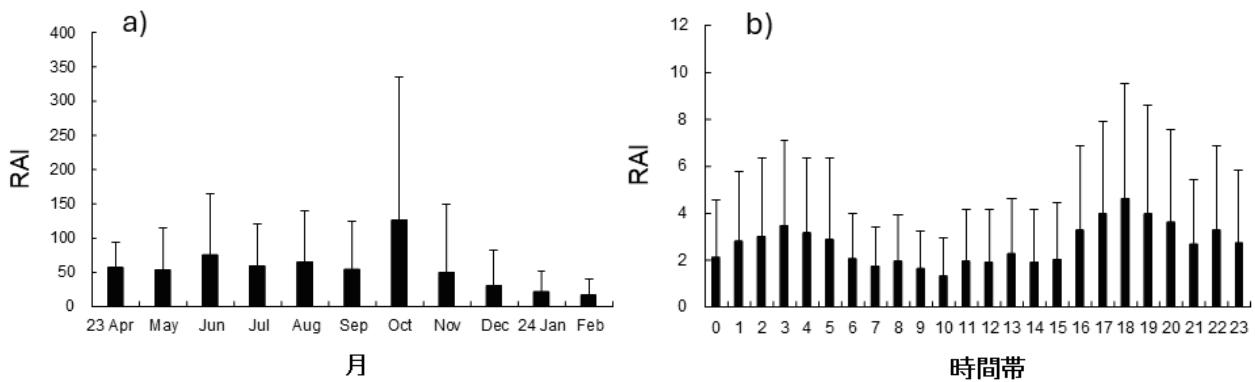


図2 牡鹿半島内に設置したセンサーハメラ($n = 20$)から評価したシカのRAIの平均値(\pm SD)のa)月変化とb)時間帯ごとの比較。2023年4月から2024年2月の間に得られたデータを用いた。

表4 牡鹿半島にセットしたセンサーハメラ(設置期間:2023年4月～2024年2月)によって撮影された動物のRAIならびにニホンジカのRAIとの相関分析の結果のまとめ。

カメラ番号	哺乳類						鳥類						シカ以外の種数
	ニホンジカ	タヌキ	アナグマ	ニホンテン	ニホンリス	ハクビシン	カケス	キジ	ハシボソガラス	ハシブトガラス	ヒヨドリ		
BI-33	102.30	0.46	4.15	1.84	1.84	2.30	0.46	0.00	0.00	0.00	0.46	11	
BI-34	108.84	1.20	1.61	1.61	0.00	3.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	8	
BI-35	24.62	0.00	0.00	0.00	0.76	1.14	0.38	0.00	0.00	0.00	1.89	14	
BI-36	125.00	0.00	0.42	0.83	0.42	0.00	0.00	0.00	2.50	10.42	2.08	4	
BI-37	2.73	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	17	
BI-38	42.13	0.00	0.00	0.39	0.00	0.00	0.39	0.00	0.00	0.39	0.79	4	
BI-39	22.62	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	0.40	0.00	0.79	0.00	1.19	10	
BI-40	78.79	11.36	1.89	0.00	2.27	0.38	1.89	0.00	9.47	9.85	0.00	8	
BI-41	113.85	2.05	3.59	1.03	0.00	2.56	5.64	3.08	0.00	0.00	0.51	2	
BI-42	89.20	0.80	7.60	1.20	0.40	0.40	1.20	4.00	0.00	0.00	0.40	6	
BI-44	64.39	1.14	7.95	4.17	2.27	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4	
BI-45	25.76	3.79	1.52	10.61	0.38	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1	
BI-56	2.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.89	16	
BI-58	0.41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.41	0.00	0.82	3	
BI-60	0.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	1	
BI-63	12.45	0.39	0.39	0.00	0.78	0.39	0.39	0.00	0.39	0.00	0.00	9	
大学演習林*	6.31	2.76	1.20	0.13	1.10	0.63	0.13	0.00	0.00	0.00	0.10	22	
清崎**	24.25	0.15	0.56	0.51	0.05	0.05	0.10	0.00	0.45	1.06	0.45	23	
r_s	—	0.447	0.693	0.687	0.180	0.562	0.389	0.401	-0.009	0.323	0.103	-0.221	
p	—	0.063	0.001	0.002	0.475	0.015	0.111	0.123	0.974	0.206	0.683	0.379	

* 古川ほか(2022)

** 八木澤ほか(2024)

カメラ番号 BI-28, BI-43, BI-57, BI-66 は稼働日数が 200 日未満だったため解析から除いた。

(2023年4月～2024年2月)には記録されなかったが、2024年9月にイノシシ1頭が半島内で確認され(辻, 未発表), サルについては2023年7月には単独行動するニホンザルが確認されている(Tsuji and Kawazoe, 2025). サルは本来群れ生活する動物であり、宮城県内の分布が県西部や南部に偏っていることから(宮城県, 2025), 牡鹿半島に定住している

可能性はなさそうである。この結果より、多様度の点では牡鹿半島の動物相は宮城県内、そして東北地方の他地域と同程度だと考えられる。ただしニホンカモシカ *Capricornis crispus* はここ10年の間に県内で急激に分布が拡大し、石巻市内でも生息が確認されているが(古川ほか, 2022), 本研究および我々のこれまでの調査では一度も撮影されたことはなく、牡

鹿半島内には生息していないと考えられる。

牡鹿半島内で撮影された映像の 80%以上がシカに偏つており、この傾向は半島南西部で実施された予備調査(八木澤ほか, 2024)と同様だった。宮城県の報告によれば、牡鹿半島周辺のシカの推定個体数(中央値)は 2010 年度に 6181 頭だったものが 2019 年度には約 8143 頭と、1.3 倍に増加した(宮城県, 2022)。半島内の高い RAI は、この生息密度を反映していると考えられる。

シカは通年で撮影されたが、その RAI は秋に高く、また一日の中では 1) 深夜から夜明けにかけてと 2) 日没前後という 2 回のピークが見られた。シカの RAI がそのままシカの密度を意味しているわけではないが、シカの活動の指標とみなすことができる。秋はシカの交尾期であり、オス・メスともに活動性が高まることは他地域でも報告されている(金森ほか, 1999; 小谷, 2017)。交尾相手の探索行動が RAI の高さに反映していると推測される。いっぽう、夜間の活動性の高さは、牡鹿半島で盛んにおこなわれているシカの有害駆除を避けるための、シカの行動的な応答だと推測される。この結果は、牡鹿半島内の道路におけるシカの飛び出しが、夜間に多くなることを示唆する。牡鹿半島では毎年 70 件を超える車とシカの接触事故が発生しており(宮城県, 2022; Takahashi et al., 2023)、運転者への注意喚起のために本研究で得られたデータを活用できると思われる。

ニホンテン、ニホンアナグマ、ハクビシンの 3 種の RAI はシカの RAI と有意な正の相関がみられ、タヌキの RAI も正の傾向を示した。同様に、食肉類の撮影頻度とシカの撮影頻度の関係は、神奈川県でも得られている(大石ほか, 2023)。この理由として、1) 両者は無関係だが半島内で植物の生産量の高い場所に多くの動物が集まっていることを反映している可能性、2) 食肉類がシカの死体を食物として利用するために食肉類が集まっている可能性(足立ほか, 2016; Inagaki et al., 2020)が考えられる。1)の場合、両者の相関関係は、シカの採食に伴う植物現存量の低下とともに将来的に消失すると予想されるが、2)の場合には相関が今後より強くなると予想される。残念ながら、我々は上述の可能性を検証するデータを持ち合わせておらず、今後裏付けとなる調査を進めたい。

シカの RAI と撮影された種数の間に有意な相関が見られなかったため、本研究の結果からは「シカの存在が間接的に半島の生物多様性に負の影響を与える」とは言えない。しかし他地域では、高密度で生息するシカによる採食圧が植生の単純化を通じて昆虫や齧歯類などの生息密度を低下させ、間接的に肉食動物の食性(Seki et al., 2021)、そして鳥類の種構成や生息密度(Hino, 2000)に影響を与えた事例が報告されている。長期にわたるシカの採食圧は植物の資源量や多様性を低下させるため、これが一次消費者(植食性昆虫、げっ歯類)の密度低下を引き起こし、結果的に肉食獣や鳥類の行動圏が拡大する、採食や繁殖などの行動が変化する、繁殖率や多様性が低下する、などの間接的な影響が生じる

可能性は、否定できない。この可能性を検証するためには、今後も半島内で継続して動物相の調査を行い、シカの存在が森林群集に与える影響について、注意深くモニタリングする必要がある。

謝 辞

本研究は石巻市役所ニホンジカ対策室(中嶋和志氏、鈴木賢治氏、木村徳朗氏)の支援を受けて行った。八木澤凌氏、富山愛加氏、高橋佑太朗氏、小田桐旭良氏には現地調査に補助いただいたことについてお礼申し上げる。本研究の実施に当たっては、共創研究センタープロジェクト経費(研究課題名: 石巻市におけるニホンジカと車の接触事故の発生要因の解明)ならびに科学研究費補助金(基盤 C: 22K06394)の助成を受けた。

著者の役割

伊藤凜は動画の確認と本原稿の草稿を執筆した。武田悠佑は野外調査を補助した。太田吉厚は撮影された動物の映像の確認を行った。辻大和は本研究全体を立案し、原稿全体の確認と修正を行なった。著者全員が原稿の執筆に関わり、最終稿を読み内容を確認した。

利益相反

本研究を実施するにあたり、特定企業との利害関係はありません。

引用文献

- 足立高行・桑原佳子・高槻成紀. 2016. 福岡県朝倉市北部のテンの食性—シカの増加に着目した長期分析—. 保全生態学研究, 21, 203–217.
 福島慶太朗・坂口翔太・井上みづき・藤木大介・徳地直子・西岡裕平・長谷川敦史・藤井弘明・山崎理正・高柳敦. 2014. シカによる下層植生の過採食が森林の土壤窒素動態に与える影響. 日本緑化学会, 39, 360–367.
 古川真澄・依田清胤・辻大和. 2022. センサーダブル用いた石巻修大学哺乳類相および鳥類相の評価. 人と自然, 32, 133–140.
 古澤仁美・宮西美・金子真司・日野輝明. 2003. ニホンジカの採食によって林床植生の劣化した針広混交林でのリターおよび土壤の移動. 日本林學會誌, 85, 318–325.
 長谷川順一. 2000. ニホンジカの食害による日光自根山の植生の変

- 化. 植物地理・分類研究, 48, 47–57.
- Hino, T. 2000. Bird community and vegetation structure in a forest with a high density of sika deer. *Japanese Journal of Ornithology*, 48, 197–204.
- 平吹喜彦・高槻成紀. 1994. 牡鹿半島駒ヶ峰に残る温帯混交林の組成と構造. 宮城教育大学紀要, 29, 33–47.
- 移川仁・溝田浩二. 2005. 青葉山市有林(仙台市)の鳥類相. 宮城教育大学環境教育研究紀要, 8, 139–146.
- Inagaki, A., Allen, M. L., Maruyama, T., Yamazaki, K., Tochigi, K., Naganuma, T. and Koike, S. 2020. Vertebrate scavenger guild composition and utilization of carrion in an East Asian temperate forest. *Ecology and Evolution*, 10, 1223–1232.
- 伊沢紘生・藤田裕子. 2002. 金華山の鳥類相. 宮城教育大学環境教育研究紀要, 4, 1–8.
- 壁村勇二・榎木勉・大崎繁・山内康平・扇大輔・古賀信也・菱拓雄・井上幸子・安田悠子・内海泰弘. 2018. 九州大学福岡演習林におけるニホンジカの目撃数増加と造林木および下層植生への食害. 九州大学農学部演習林報告, 99, 18–21.
- 金森弘樹・周藤成次・扇大輔・河井美紀子・井ノ上二郎・大国隆二. 1999. 島根半島弥山山地におけるニホンジカのライトセンサス. 森林応用研究, 8, 183–186.
- 気象庁. 2025. 過去の気象データ検索.
<https://www.jma.go.jp/jma/index.html> (参照 2025-9-10)
- 小谷直樹・野崎亮次・小倉光貴・江崎功二郎. 2017. 自動撮影カメラで確認された加賀地域におけるニホンジカの生息状況. 石川県白山自然保護センター研究報告, 43, 37–39.
- 近藤伸一. 2017. 兵庫県におけるニホンジカによる自然植生衰退がチヨウ類群集に及ぼした影響. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9, 63–89.
- 真崎開・富松裕. 2024. 岩手県におけるニホンジカの増加に伴うオオバナノエンレイソウ南限個体群の衰退. 保全生態学研究, 29, 61–68.
- 宮城県. 2022. 第三期宮城県ニホンジカ管理計画.
- 宮城県. 2025. 第五期宮城県ニホンザル管理計画.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F. and Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6, 131–139.
- 奥田圭・關義和・小金澤正昭. 2012. 栃木県奥日光地域におけるニホンジカの高密度化による植生変容が鳥類群集に与える影響. 日本林学会誌, 94, 236–242.
- 大石圭太・山根正伸・谷脇 徹・田村 淳. 2023. 神奈川県の水源整備地における中型哺乳類の種構成とニホンジカの生息状況. 神奈川自然環境保全センター報告書, 17, 61–71.
- Pinheiro, J., Bates, D. and R-Core. 2021. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R Package Version 3.1-153.
<https://svn.r-project.org/R-packages/trunk/nlme/>
- R Developmental Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (version 4.2.3).
- 林野庁東北森林管理局. 2023. 令和4年度 白神山地周辺地域(青森県側)における中・大型哺乳類調査業務 報告書.
- 坂田宏志・鯨島弘光・横山真弓. 2008. 目撃効率からみたイノシシの生息状況と積雪、植生、ニホンジカ、狩猟、農業被害との関係. 哺乳類科学, 48, 245–253.
- 崎尾 均・久保満佐子・川西基博・比嘉基紀. 2013. 秩父山地におけるニホンジカの採食が林床植生に与える影響. 日本緑化学会誌, 39, 226–231.
- 攝待尚子・嶋 孝弘・長島康雄. 2012. 台原森林公園における鳥類分布の季節動態. 仙台市科学館研究報告, 21, 37–43.
- Seki, Y., Ito, M., Okuda, K. and Koganezawa, M. 2021. Effects of sika deer density on the diet and population of red foxes. *European Journal of Wildlife Research*, 67, 30.
- 下山祐樹. 2012. 牡鹿半島におけるニホンジカの採食の影響を受けた二次林の種組成. 植生学会誌, 29, 111–117.
- 植生学会企画委員会. 2011. ニホンジカによる日本の植生への影響－シカ影響アンケート調査(2009～2010)結果－. 植生学会食性情報, 15, 9–30.
- 鈴木祥悟・鈴木一生・岡 輝樹. 2004. 「奥羽山脈緑の回廊」における暗視カメラによる野生動物の観察. 東北森林科学会誌, 9, 98–101.
- 高橋雅雄. 2022. カメラトラップ法で確認された岩手県立博物館周辺の陸棲中型・大型哺乳類相. 岩手県立博物館研究報告, 39, 1–7.
- Takahashi, Y., Suzuki, F. and Tsuji, Y. 2023. Spatio-temporal patterns of vertebrate roadkills in a sub-urban area in northern Japan. *Mammal Research*, 68, 85–92.
- Tsuji, Y. and Kawazoe, T. 2025. A case report on ranging pattern of a solitaire male macaque in urban area. *Primates*, 66, 35–40.
- 角田裕志・和田 敏・安藤正規. 2017. 岐阜県におけるニホンジカによる落葉広葉樹林の下層植生衰退状況の把握. 野生動物と社会, 4, 39–46.
- 上田明良・日野輝明・伊東宏樹. 2009. ニホンジカがミヤコザサの採食をとおして地表性クモ類の群集構造に与える影響. 森林総合研究所研究報告, 8, 157–165.
- 若原妙子・石川芳治・白木克繁・戸田浩人・宮 貴大・片岡史子・鈴木雅一・内山佳美. 2008. ブナ林の林床植生衰退地におけるリタード堆積量と土壤浸食量の季節変化—丹沢山地堂平地区のシカによる影響—. 日本林学会誌, 90, 378–385.
- 八木澤凌・高橋祐太朗・阿部聰太・太田吉厚・辻大和. 2024. センサーカメラを用いた宮城県石巻市清崎の哺乳類動物相と鳥類相の評価. 人と自然, 34, 81–87.