

神奈川県

自然環境保全センター報告

第17号

Bulletin of the
Kanagawa Prefecture Natural Environment Conservation Center

No.17



2023年(令和5年)10月

表紙の写真

(表表紙)

- 上段左 草本層と低木層が発達した水源林整備地（厚木市七沢地内）
- 上段右 生物多様性（哺乳類）調査のために設置した自動撮影カメラ
- 下段左 行動圏調査のための GPS 首輪を設置したニホンジカ
- 下段右 土壌侵食防止機能の指標となる林床合計被覆率の調査枠

(裏表紙)

箱根山地に設置した自動撮影カメラで撮影されたニホンカモシカ

神奈川県

自然環境保全センター報告

第17号

Bulletin of the
Kanagawa Prefecture Natural Environment Conservation Center

No.17

2023年（令和5年）10月
神奈川県自然環境保全センター

発刊にあたって

神奈川県自然環境保全センターは、森林を中心とした自然環境の保全・再生を推進するため、事業、研究、普及の各部門を備えた中核機関として、平成12年（2000年）に設立されました。それ以来、丹沢大山や水源地域などの森林環境が抱える様々な課題に対応すべく、自然公園管理や野生動物管理、森林管理、県民協働といった各分野の事業部門と、技術開発や事業効果モニタリングに取り組む研究部門、それら取組みを普及啓発する部門が一体となって課題解決に取り組んでまいりました。「神奈川県自然環境保全センター報告」は、このような日々の業務により得られた様々な成果情報を県民や関係行政機関等と共有し、あわせてそれら情報を記録、保存することを目的に作成しています。

第17号では、かながわ水源環境保全・再生施策における森林整備の事業効果モニタリングと、神奈川県ニホンジカ管理計画に係る各種モニタリングの結果を中心に掲載しています。これらの取り組みと関連した生物多様性調査として、ニホンジカやニホンカモシカを含めた中大型哺乳類の各地域での生息状況についての知見も集積されました。水源環境保全・再生の基礎情報として、水の流出特性に対する地下水の影響についての研究事例も紹介しました。

当センターでは、今後とも森林等自然環境の保全・再生に係る業務や研究内容の充実に努めてまいります。これまでの成果や業績については、ホームページなどで紹介しておりますので、業務の参考としてそちらもご活用いただければ幸いです。

令和5年10月

神奈川県自然環境保全センター所長 齋藤 俊一

目 次

発刊にあたって

水源林モニタリング

林床植生の植被率と土壌侵食防止機能の指標となる林床合計被覆率との関係 -----	1
内山佳美・入野彰夫・大内一郎・丸井祐二	
水源林整備地における植生と林分構造の現状：水源林の林分構造調査の1巡目調査結果 -----	7
山根正伸・田村 淳	

ニホンジカ管理

神奈川県ニホンジカ管理計画における生息状況モニタリング結果 -----	17
石川 烈・永井広野・永田幸志・町田直樹・石川信吾	
神奈川県ニホンジカ管理計画に基づく管理捕獲個体の分析結果 -----	25
永井広野・小松ゆりな・西岡美保子・石川 烈・永田幸志・町田直樹・石川信吾	
丹沢山地の鳥獣保護区に生息するニホンジカの行動特性 -----	35
姜 兆文・永田幸志・羽根田貴行・永井広野・町田直樹・今井俊輔・山田雄作	
神奈川県でのニホンジカ保護管理について～管理計画策定と植生回復の取組の経緯～ -----	51
永田幸志・栗林弘樹・田村 淳・小林俊元・入野彰夫	

生物多様性（哺乳類）

神奈川県の水源地整備地における中大型哺乳類の種構成とニホンジカの生息状況 -----	61
大石圭太・山根正伸・谷脇 徹・田村 淳	
丹沢山地堂平地区のブナ林におけるニホンジカの採餌行動と中大型哺乳類の撮影記録 -----	73
大石圭太・雨宮 有・山根正伸	
丹沢山地におけるニホンカモシカの生息密度（2017-2021年度） -----	77
永田幸志・永井広野	
箱根山地におけるニホンカモシカの撮影記録 -----	81
永田幸志・永井広野・町田直樹	

流域特性

流出特性に対する岩盤地下水挙動の影響：丹沢山地西部 花崗閃緑岩源流域における研究事例 -----	85
安部 豊・内山佳美	

林床植生の植被率と土壤侵食防止機能の指標となる 林床合計被覆率との関係

内山佳美*・入野彰夫**・大内一郎**・丸井祐二**

I はじめに

丹沢を中心とした県西部の水源地域では、近年、人工林の間伐不足やニホンジカ（以下、シカ）の高密化の影響により森林内の林床植生が衰退し、裸地化に伴う土壤侵食の進行によって森林の水源かん養機能の低下が危惧されてきた（神奈川県、2005）。こうした森林の荒廃に歯止めをかけ、水源かん養機能等の森林の公益的機能を高度に発揮する森林を目指して（神奈川県、2005）、神奈川県は2007年度から「かながわ水源環境保全・再生施策」（以下、水源施策）に取り組んでいる。

丹沢の林床植生衰退地の土壤侵食は、高木層の樹木が存在するという環境下で発生しており、その点で農地や崩壊地の土壤侵食とは異なっている。丹沢の林床植生衰退地では、短期間の強い降雨に伴う地表流の発生が要因となって引き起こされ（畢力格図ら、2013）、その際の土壤侵食量は、林床植生の被覆状態に大きく左右される（若原ら、2010）。実際に、丹沢のブナ林で林床植生の衰退した植被率1%の裸地では、年間で厚さ約1cmの表層土壤の侵食が観測されたが、同一斜面に設置された植生保護柵内で林床植生の植被率80%の箇所では、同じ期間にほとんど土壤侵食は発生していなかった（若原ら、2008）。このような実態からも、森林において進行する土壤侵食を抑制し、水源かん養機能の発揮を目指すためには、衰退した林床植生を回復させることが重要である。このため、水源施策では人工林の間伐やシカの管理捕獲など森林内の林床植生を回復させるための対策を進めてきた。

こうした各種対策の進捗に伴って、対策事業によ

る林床植生の回復効果を客観的かつ適切に把握することは、事業の評価や見直しの観点からも一層重要となってきた。いったん衰退した林床植生が回復していく過程においては、植生回復の指標に植被率が用いられ、時系列による変化や植生保護柵の内側と外側の比較により評価されることが多い（たとえば、田村ら、2013）。植被率は、植生調査における一般的な項目の一つであり、水源地域のモニタリングにおいても多くのデータ蓄積がある。

一方で、土壤侵食を抑制する観点からは、林床植生のみではなく落葉も合わせた地表面の被覆が重要となる（初ら、2010）。これまでの丹沢のブナ林における土壤侵食量調査から、林床植生と落葉による地表面の被覆率（以下、林床合計被覆率）と土壤侵食量には強い負の相関があること（初ら、2010）、林床合計被覆率が30%以下になると急激に土壤侵食量が增大すること（石川、2013）、反対に林床合計被覆率が75%以上であると大雨でも雨水の9割以上が地中に浸透して土壤侵食を引き起こす原因となる地表流の発生が抑制されること（海虎ら、2012）等の知見が得られている。さらに、こうした林床合計被覆率と土壤侵食量の関係は地形、地質、気候も異なる丹沢と日光の林床植生衰退地において共通することも明らかにされている（石川、2013）。しかし、こうした詳細な知見が得られていても林床合計被覆率は一般的な測定項目ではないことから、通常はほとんど測定されることはなく、植被率との関係も整理されていない。このため植被率と林床合計被覆率の対応関係が把握できれば、土壤侵食防止機能の詳細な知見とも関連づけて植被率を捉えることができると考えられる。

* 神奈川県自然環境保全センター 研究企画部自然再生企画課（〒243-0121 厚木市七沢 657）

** 神奈川県自然環境保全センター 研究企画部研究連携課（〒243-0121 厚木市七沢 657）

そこで、本稿では、既存の林床合計被覆率等の測定データを用いて、林床植生の植被率と林床合計被覆率の対応関係を検討した。

II 調査方法

使用したデータは、対照流域法によるモニタリング調査地である山北町中川のヌタノ沢試験流域で、2012年～2019年の間に測定された林床合計被覆率等のデータである。対照流域法によるモニタリング調査では、2つの隣り合った小流域をひとつの試験流域として設定し、一方の流域で事業を行い（実施流域）、事業を実施しないもう一方の流域（対照流域）と比較して事業の効果検証を行っている。ヌタノ沢試験流域では、シカの影響による林床植生の衰退が進んでいたことから、2つの小流域の一方を実施流域として2014年4月に流域全体を植生保護柵で囲んでシカを排除し、もう一方の小流域は対照流域として何もせず、両者を比較しながらシカ対策の効果を検証している。なお、林床合計被覆率の測定は、植生保護柵内外における植生回復状況の把握の一環として行った。

ヌタノ沢試験流域内の調査プロット計11地点(図

1、表1)において各5箇所ないし3箇所設けたコドラートにおいて、夏季(8～9月)および落葉後(12月)に50cm四方ないし1m四方のコドラートの枠を置き1.2～1.5mの高さから写真撮影を行った。撮影した写真を用いて、初ら(2010)に示された方法によりPhotoshopによるゆがみ補正とコドラートの正方形の切り出しを行って全ピクセル数を計測した。正方形に切り出した画像で林床植生と同一色調の部分および落葉と同一色調の部分それぞれ選択

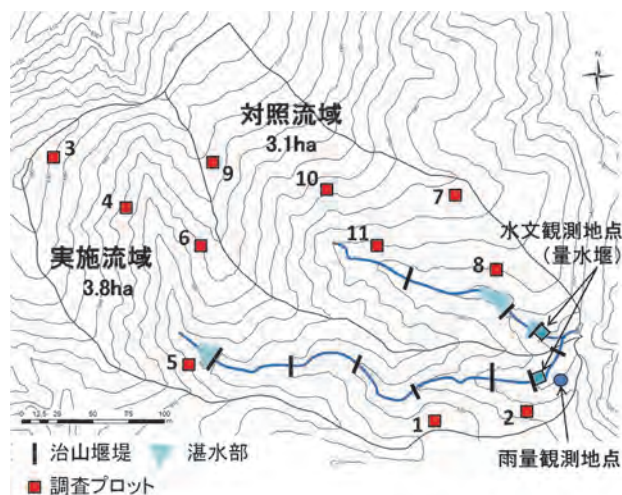


図1 ヌタノ沢試験流域の調査プロットの位置

表1 ヌタノ沢試験流域の調査プロットの概要

プロット番号	流域区分	林相区分	高木層の樹種	斜面位置	傾斜(°)	コドラート数 ※2
1		人工林	スギ(立木密度1100本/ha)	尾根	14	5
2		人工林	スギ(立木密度2000本/ha)	斜面	37	5
3	実施流域	広葉樹林	ミズナラ、クマシデほか	尾根	35	5
4	(柵設置)	広葉樹林	クマシデ	斜面	34	5
5		広葉樹林	ケヤキ、イロハモミジほか	沢(斜面下部)	42	5(3)※1
6		広葉樹林※3	ウラジロガシ、ツクバネガシほか	斜面	41	5(3)※1
7		人工林	スギ(立木密度1200本/ha)	尾根	17	5
8	対照流域	人工林	スギ(立木密度600本/ha)	斜面	24	5
9	(柵なし)	広葉樹林	ケヤキ、イロハモミジほか	尾根	28	5
10		広葉樹林	アカシデ、イヌシデほか	斜面	42	5(3)※1
11		広葉樹林	ケヤマハンノキ、フサザクラ	沢(斜面下部)	40	5(3)※1

※1 2012～2015年の測定ではコドラート数5、2016年以降はコドラート数3に絞り込んで測定。

※2 コドラートの大きさは、2012、2013年は50cm×50cm、2015年以降は1m×1m。(2014年は測定なし)

※3 プロット番号6は常緑広葉樹林で、その他の広葉樹林の調査プロットは、すべて落葉広葉樹である。

して、林床植生と落葉のそれぞれのピクセル数を計測した。林床植生のピクセル数を全ピクセル数で割って得られた値を植被率、落葉のピクセル数を全ピクセル数で割って得られた値を落葉被覆率、植被率と落葉被覆率の合計値を林床合計被覆率とした。また、土壤侵食の発生に関する付帯情報としてヌタノ沢試験流域で観測した雨量データを使用した。

Ⅲ 調査結果

(1) 測定期間の降雨の概況

2012年～2019年ヌタノ沢試験流域の年降水量は、1920mm (2013年) から3174.5mm (2019年) の範囲にあった (図2)。林床植生の成長期と夏季の林床合計被覆率の測定時期を踏まえた5～8月の4か月間に着目し、年ごとの日最大降水量をみると、2015年の424.5mmが突出して大きかった (図2)。これは、総降水量489.5mmをもたらした2015年7月16～17日の台風11号の影響によるものである。5～8月の降雨に限定すると2012～2019年の測定期間では、2015年7月の台風11号による豪雨が土壤侵食の発生に比較的大きく影響したと考えられた。

(2) 調査プロットごとの植被率と林床合計被覆率の推移

測定結果の概況として、植生保護柵内および柵外

の調査プロットごとの植被率および林床合計被覆率の推移を図3に示した。植生保護柵内の調査プロットの植被率の推移をみると、2014年の柵設置以降、とくに落葉広葉樹林の調査プロットで夏季の植被率が年々高まり、調査プロットによっては最大で植被率40%に達した。これは、シカによる採食影響を排除した効果と考えられる。反対に人工林の尾根の調査プロットでは、2016年夏季に植被率25%であったが、その後徐々に低下して2019年夏季には15%となった。これは、シカの影響は無いものの、2004年に間伐を実施してから15年が経過しており、樹冠の閉鎖が進んだことによるものと考えられる。また、林床合計被覆率に関しては、2013年の落葉後から2015年夏季にかけてすべての柵内の調査プロットで大きく低下し、とくに人工林の斜面では32%まで低下したが、その後2015年落葉後にはすべての調査プロットで増加した。2015年夏季の林床合計被覆率の大幅な低下は、2015年7月の台風の影響によるものと考えられる。2016年以降は植被率10%未満で低迷する人工林の斜面と常緑広葉樹林の調査プロットを除いて、林床合計被覆率が100%近い値で推移し安定的であった。一方、植生保護柵外に関しては、植被率は最大でも20%程度であり2016年以降はすべての柵外の調査プロットで低迷していた。また、林床合計被覆率も2015年に限らず夏季の林床合計被覆率の低下がみられ、特

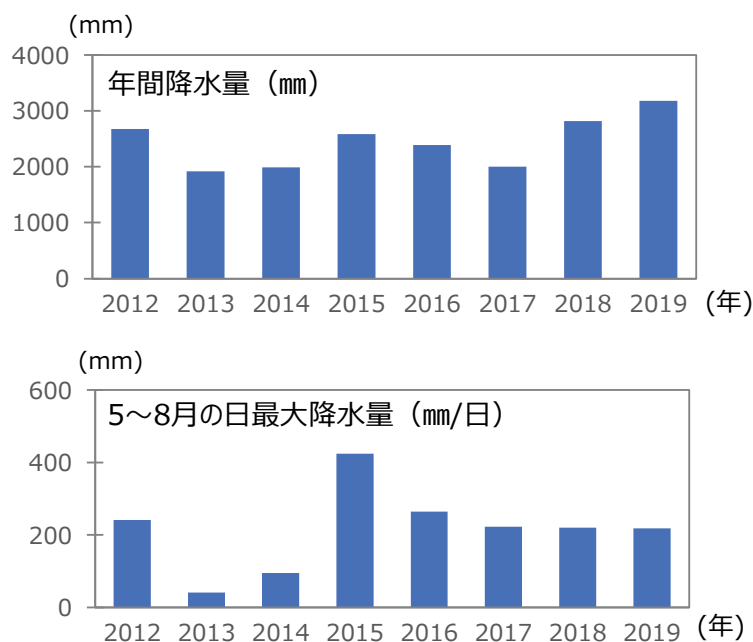


図2 2012～2019年の降雨の概況

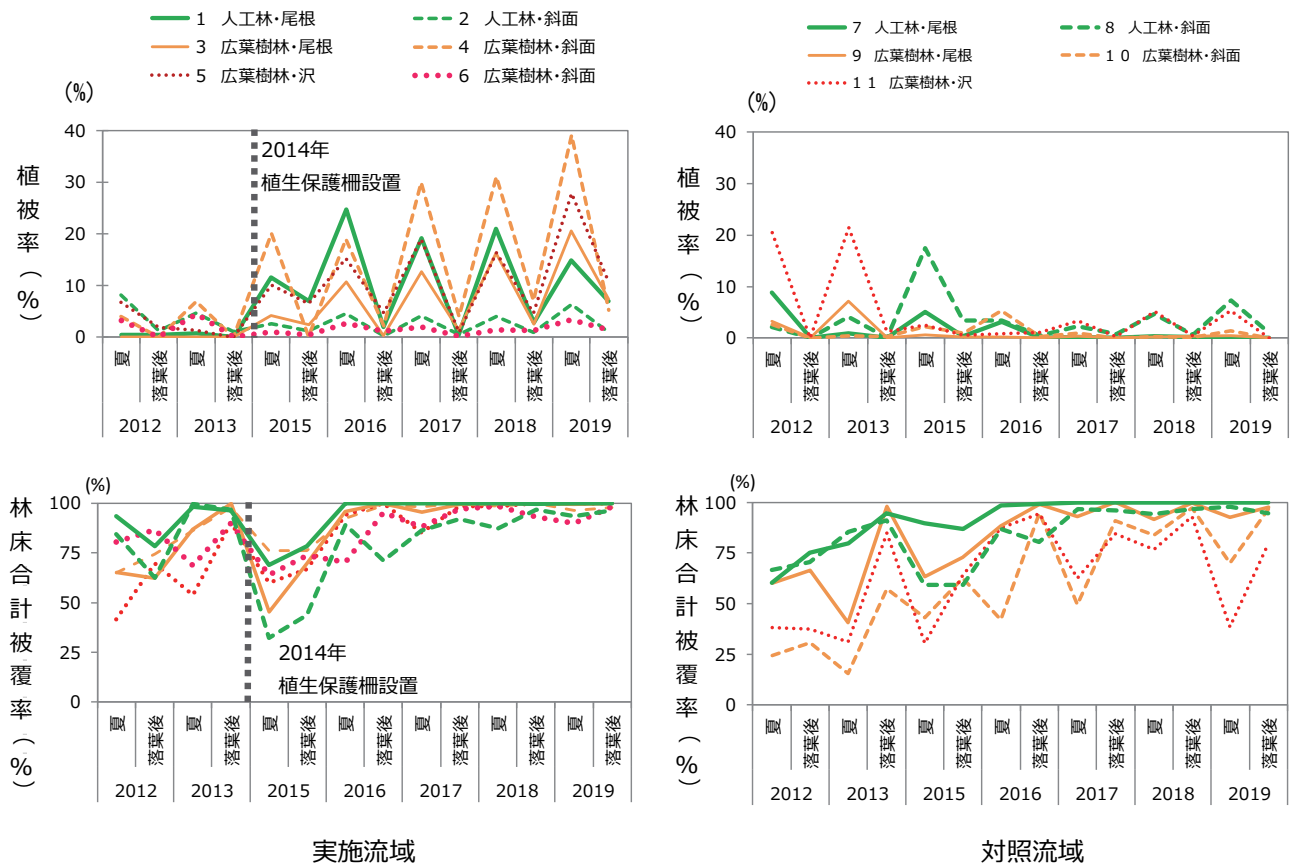


図3 調査プロットごとの植被率および林床合計被覆率の推移
 ※各調査プロットの値は、調査プロットごとのコードラートの平均値である

に広葉樹林の調査プロットで顕著であり林床合計被覆率は度々 50%を下回った。

このような植被率や林床合計被覆率の推移は、丹沢のブナ林における林床合計被覆率等の季節変動とも整合していた。若原ら (2008) によると、ブナ林においては、落葉期には上層木から供給される落葉により林床合計被覆率が高まるが、その後は林床植生が乏しいと徐々に風雨により落葉が流出し、夏季に最も林床合計被覆率が低下する。一方で、林床植生があれば落葉が斜面に保持されるため、林床合計被覆率は年間を通して安定的に保たれるとされている。ヌタノ沢試験流域の植生保護柵内の広葉樹林の調査プロットで2016年以降の林床合計被覆率が低下せずに安定的に維持されているのも、柵設置以降の経年的な植被率の増加によるものと考えられる。反対に、植生保護柵外の広葉樹林の斜面や沢(斜面下部)の調査プロットは、毎年ではないものの夏季の林床合計被覆率の大幅な低下がみられ、林床植生が衰退した影響が顕著に表れていると考えられる。

(3) コドラートごとの植被率と林床合計被覆率の関係

図4に人工林と広葉樹林に区分して2015～2019年に撮影したコードラートの写真ごとの植被率と林床合計被覆率の関係を示した。人工林と広葉樹林ともに植被率は0～20%の範囲に多く分布し、林床合計被覆率は75～100%の範囲に多く分布していた。海虎ら(2012)によると林床合計被覆率と土壌侵食を引き起こす原因となる地表流の流出率には高い負の相関があり、林床合計被覆率が75%以上であると大雨でも地表流流出率が10%以下、つまり雨水の9割以上が地中に浸透して地表流の発生が抑制されることが確認されている。このため、本稿の林床合計被覆率が75～100%のコードラートでは地表流の発生が抑制される水準にあると考えられる。しかし、植被率が20%未満の場合には林床合計被覆率が75%より大幅に低い事例が多くみられ、とくに2015年の豪雨後には柵の内外に関わらず顕著であった。一方で、植被率が20%を超えていると2015年の豪雨後も含めて林床合計被覆率は75%を大きく下回ることにはなかった。このことから、林床植生の植被率が20%未

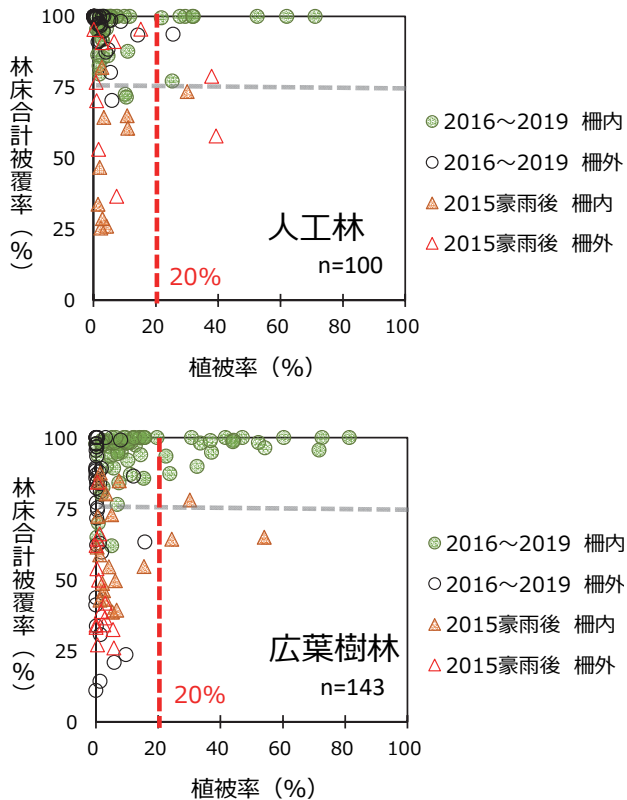


図4 植被率と林床合計被覆率の関係

※ 1m × 1m のコドラートによる 2015 年～ 2019 年の測定結果を用いた

満であると、夏季の豪雨の影響を受けて土壤侵食の発生につながる林床合計被覆率 75% 未満に低下しやすくなるため、土壤侵食防止機能を期待できる植生回復の目安として、林床植生の植被率 20% 以上は必要であると考えられる。

なお、人工林においては、2015 年の豪雨後の測定値を除くと植被率がゼロに近くても林床合計被覆率は 75% 以上であった。これは、季節や林齢を問わず高い落葉被覆率が維持されやすいスギ林（三浦, 2000）の特性によるものと考えられる。また、今回の調査プロットには、落葉被覆率が低下しやすいとされるヒノキ林（三浦, 2000）が含まれていない。ヒノキ林では今回のスギ人工林と異なる結果となる可能性があるため留意する必要がある。

IV まとめ

スタノ沢試験流域の各調査プロットのコドラートにおいて 2012 年～ 2019 年に測定した植被率、落葉被覆率、合計被覆率のデータを用いて、植被率と林床合計被覆率の関係を検討した。その結果、夏季の植被率が 20% 以上であると、森林内の土壤侵食の

要因である地表流の発生を抑制できる林床合計被覆率 75% 以上を維持できる可能性が高く、森林内の土壤侵食防止のための最低限の植生回復の目安になると考えられた。ただし、本稿は限られたデータによる検討であるため、今後も検証していくことが望ましい。

また、植被率が 20% 未満で推移するヌタノ沢試験流域の柵外の調査プロットでは、とくに広葉樹林で夏季の林床合計被覆率が 75% を下回る傾向が認められることから、柵外の広葉樹林では経年的な土壤侵食が進行していると考えられた。こうした箇所では、水源かん養機能等の公益的機能の発揮のために、管理捕獲等のシカ対策と合わせて、落葉を保持する土壤保全対策等の取組みが必要であると考えられた。また、人工林に関しては、間伐の実施から 15 年経過した植生保護柵内のスギ林では、樹冠の閉鎖に伴い林床植生の衰退がみられたため、シカ対策と合わせて適切な間伐も必要である。

V 謝辞

今回使用した測定データのうち 2015 年のデータは、日本ミクニヤ株式会社が受託して測定したものである。また、石川芳治東京農工大学名誉教授には、原稿への助言をいただいた。関係各位に厚くお礼申し上げます。

VI 参考文献

- 海虎・石川芳治・白木克繁・若原妙子・畢力格図・内山佳美 (2012) ブナ林における林床合計被覆率の変化が地表流出率に与える影響. 日本森林学会誌 94 : 167-174
- 畢力格図・石川芳治・白木克繁・若原妙子・海虎・内山佳美 (2013) 丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における降雨量・降雨係数及び地表流出量と土壤侵食量との関係. 日本林学会誌 95 : 163-172
- 石川芳治 (2013) シカの食害による土壤流亡を防ぐ知識と技術. 139-150. 「天然水の森」を科学する. サントリービジネスエキスパート (株) 水科学研究所・サントリーホールディングス (株) 編, 201pp, (株) 日本林業調査会, 東京.
- 神奈川県 (2005) かながわ水源環境保全・再生施策

- 大綱. 59pp, 神奈川県企画部土地水資源対策課,
横浜
- 三浦覚 (2000) 表層土壌における雨滴侵食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価. 日本森林学会誌 82:132-140
- 初 磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌浸食量の関係. 日本林学会誌 92:261-268
- 田村淳・末次加代子・藤森博英・永田幸志・池谷智志・小林俊元・栗林弘樹 (2013) 植生保護柵を活用したモニタリング地点の植生変化. 神奈川県自然環境保全センター報告 11:45-52
- 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堆積量と土壌侵食量の季節変化—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

水源林整備地における植生と林分構造の現状： 水源林の林分構造調査の1巡目調査結果

山根正伸*・田村 淳*

1 はじめに

神奈川県は1997年（平成9年）より水源涵養など森林の持つ公益的機能を向上させるため、城山ダム、宮ヶ瀬ダム及び三保ダムの上流を中心とした対象エリア内にある約60,900haの森林状況に応じた管理・整備の推進、いわゆる水源林整備事業を開始した。水源林整備事業は、2007年（平成19年）以降は水源環境保全・再生施策（以下、水源施策）の特別対策事業にも位置付けられて加速している。この事業では対象エリア内にある手入れが不足している森林を複数の手法により確保して、公的管理・支援を通じて巨木林、複層林、混交林へと誘導することとしている。

神奈川県は水源林整備事業の効果検証と事業の順応的な見直しに必要な科学的知見を得ることを目的として、2002年（平成14年）以降、施策の対象エリア内に、スギ・ヒノキ人工林25地点、広葉樹二次林25地点、合計50地点の固定試験地を設置し、当初は「水源林整備地モニタリング調査」その後「水源林植生定点モニタリング調査」に名称を変更して、ほぼ5年間隔で一巡するかたちで継続的な調査を行ってきた。この調査は当初、間伐などの水源林整備による林床植生の回復並びに土壌流出量の低減への効果を追跡することを目的として、林床植生、林内の光環境、土壌流出量およびニホンジカの生息状況などが調べられてきた（神奈川県環境農政局緑政部水源環境保全課2017）。その後、2016年までに森林整備等が進んだこともあり、整備初期段階の目標であった林床植生の回復や土壌保全が確認され（田村ら2013）、このような事業成果を踏まえて、2017

年以降は「低木層や亜高木層が発達した多層な構造を持つ人工林」という目標林型への到達状況を明らかにすることが新たに目的に加わった。これに伴って、従来の50地点のモニタリング調査地の中からスギ・ヒノキ人工林に限定する形で調査地が再編され、林分構造の変化を追跡できる調査項目を加える形で「水源林の林分構造調査」として2017年以降現在まで調査が継続されている。

本稿では、このような調査目的の追加を踏まえて、水源林の林分構造調査が一巡した時点で得られた林床植生と林分構造の現状についてとりまとめ、水源林整備が目標としている植生状態や林分構造への到達状況と今後の課題に関する若干の考察を行ったので報告する。なお、本稿では、モニタリングを開始した2002年から水源施策開始前の2006年までを第1期、水源施策開始後の2007年から2011年までを第2期、2012年から2016年まで第3期、2017年から2021年を第4期として区分した。

2 調査地と方法

(1) 調査地

本稿で解析対象とした調査地は、小仏山地（以下、小仏）と丹沢山地（以下、丹沢）、箱根外輪山の3地区に含まれる第4期以降のモニタリング調査地21地点のうち（表1）、広葉樹とアカマツを主体とするH13-協-18（南足柄市荻野）とH13-協-13（南足柄市矢倉沢）を除いた19地点とした。なお、各地点の調査地点名は調査地設定時点の契約地番号と所在名称を用いている。

この19調査地のうち丹沢地区に位置する6調査

表1 水源林の林分構造調査地

No.	契約地番号	地区	所在	標高	植生保護柵	林相	備考
1	H15-協-28	小仏	相模原市緑区小原	515	無	ヒノキ	
2	H15-協-24	小仏	相模原市緑区青根字長者舎	609	有	ヒノキ	
3	H16-分-09	小仏	相模原市緑区佐野川川本	666	無	スギ	
4	H17-協-60	小仏	相模原市緑区打谷戸	283	無	スギ	
5	H18-協-48	小仏	相模原市緑区中鉢	296	無	ヒノキ	
6	H18-協-64	小仏	相模原市緑区宝澤	503	無	ヒノキ	
7	H13-協-09	丹沢	山北町山北	339	無	広葉樹、ヒノキ	
8	H13-協-10	丹沢	山北町山北	269	無	ヒノキ、スギ	
9	H14-協-19	丹沢	山北町向原	190	無	ヒノキ	
10	H15-協-08	丹沢	厚木市七沢	500	有	スギ、ヒノキ	
11	H16-協-15	丹沢	山北町玄倉竹本	714	有	ヒノキ	
12	H16-協-24	丹沢	山北町笹ヶ尾	297	無	スギ	
13	H17-協-05	丹沢	伊勢原市奥前内寺	335	有	スギ	
14	H17-協-09	丹沢	清川村宮ヶ瀬	425	有	スギ	
15	H18-協-06	丹沢	伊勢原市梅ノ木	371	有	スギ	
16	H9-協-09	丹沢	松田町寄	600	無	スギ	
17	H14-立-01	箱根外輪山	南足柄市雨坪字二ツ沢	716	無	ヒノキ	
18	H17-立-01	箱根外輪山	小田原市久野	270	無	ヒノキ	
19	H17-立-02	箱根外輪山	小田原市久野	684	無	ヒノキ	
20	H13-協-13	箱根外輪山	南足柄市矢倉沢	352	無	スギ、広葉樹	解析対象外
21	H13-協-18	箱根外輪山	南足柄市苜野	804	無	広葉樹、アカマツ	解析対象外

地には、ニホンジカ (*Cervus nippon*、以下シカ) の採食影響を排除するため高さ1.8mの概ね20m方形の植生保護柵が設置されている。さらに、各調査地には10m方形植生調査枠が基本的に1か所、植生保護柵が設置されている場合は柵の内外にそれぞれ1か所設定してある。ただし、10m方形植生調査枠が複数設置されている調査地もあり、この調査枠は柵内外の合計で43か所となる。

これらの調査地においては、水源林整備事業の指針である「水源林整備の手引き(平成29年3月)」(神奈川県環境農政局緑政部水源環境保全課、2017)で示されている単層人工林で目標としている成立本数(おおむね600本/ha程度)への到達状況と、林内の光環境等の改善によって低木や亜高木の増加に伴う、階層構造の発達状況を把握するため、第4期調査開始時点から調査地の設定地点の中央付近を原則含むかたちで50m×50mの方形調査区または面積がおおよそ2,500㎡の広さの矩形調査区(図1)を各1か所、新たに設置している。

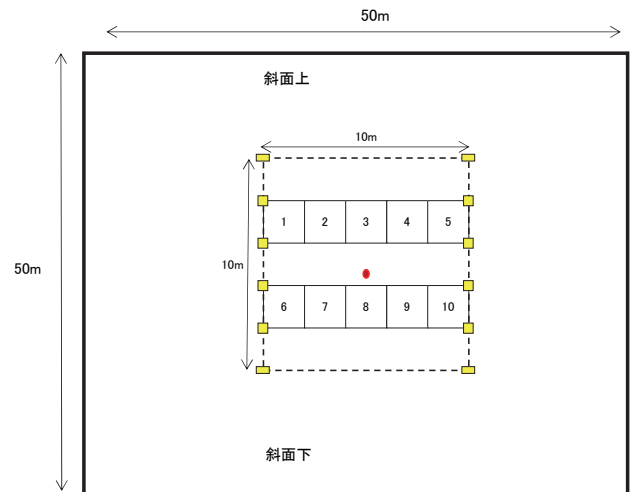


図1 調査地の標準的な構造

注1: 外側の太黒線は林分構造調査の範囲(50m×50m=0.25ha)を示す。

注2: 内側の黒点線は、植生調査コドラート(10m×10m=100㎡)、その内側の上下5個の小正方形枠は小植生調査枠(2m×2m=4㎡)を示す。

注3: 中央の赤点●は調査地点の中心地点の杭、黄色■は植生調査コドラート及び小植生枠の位置を示す。

(2) 調査方法

ア 草本層と低木層の植生

草本層の植生状態は、調査地の設定地点の中央付近にある植生調査枠（10m × 10m）内に等高線に沿って設置した上下2列5個ずつ合計10個の2m × 2m 方形の小植生調査枠内それぞれで植被率と地上から高さ1.5mまでの範囲に出現したすべての草本及び木本の種名と被度を記録した。また、10m 方形植生調査枠内の高さ1.5mから5mの低木層の被度を目視で判定し、併せて主な出現種を記録した。なお、被度は6階級（+：植物体の地表投影面積の比率1%以下、1：同1-10%、2：同10-25%、3：同25-50%、4：同50-75%、5：75-100%）で判定した。なお、調査は7月下旬から9月中旬までに実施した。

イ 更新木の侵入状況

小植生調査枠で確認した木本種のうち高木性樹種（小高木種含む）で樹高5cm以上150cm未満の樹木から、樹高の高い上位5個体について樹種名を記録し樹高を測定した。この調査は8月から9月に実施した。

ウ 林分構造と開空率

50m × 50mの方形調査区内に生育している樹高1.5m以上のすべての立木について樹種名と樹高、胸高直径、樹冠長（2方向）、樹冠幅（4方向）を測定、記録した。この林分構造を調べた現地調査は、7月から10月上旬ごろまでに行った。

加えて、調査地の林冠の平均的な開空状況を調べるため後述の植生調査枠の4隅と中央地点の合計5地点において地上高1m地点からデジタルカメラ（ニコン Cool Pix 4500）に魚眼レンズ（ニコン FC-E8）を装着して全天空写真を撮影した。撮影は、上記の植生調査あるいは林分構造の調査を実施している期間中に撮影条件の良い日を選んで行った。

(3) 解析方法

ア 草本層と低木層の植生

各調査地の草本層植被率は、10個の小植生調査枠内の植被率を平均した値とし、地区及び柵の内外で各区分の平均、標準偏差、最大値、最小値を集計した。また、各調査地において被度が上位の種を主な草本層出現種とした。低木層では10m 方形の植生調査枠内の被度を各調査地の低木層植被率とし、

草本層同様に地区及び柵の内外で各区分の平均、標準偏差、最大値、最小値を集計した。また、各調査地において被度が上位の種を主な低木層出現種とした。

イ 更新木の侵入状況

更新木の上位5種の出現種数と樹高について集計した。調査地の出現種数は10個の小植生調査枠に出現した高木性樹種の種数とし、地区及び柵の内外で各区分の平均種数、標準偏差、最大種数、最小種数を算出した。調査地の平均樹高は10個の小植生調査枠内の上位5位までの樹高を平均値とし、出現種と同様に地区及び柵の内外で各区分の平均樹高、標準偏差、最大樹高、最小樹高を算出した。

ウ 林分構造と開空率

各調査地における成立本数は、林分構造調査による亜高木層と高木層に区分したスギ及びヒノキの本数とし、それらの樹高、胸高直径、樹冠長及び樹冠幅の平均値と標準偏差、最大値、最小値も併せて算出した。なお、階層区分は、調査地の平均樹高は20m前後で階層構造も大きく異なっていなかったため、便宜的に樹高が1.5mから5mを低木層、5mから15mを亜高木層、15m以上を高木層をとした。

調査地の階層構造を把握するため、確認できた全個体の樹高値を2m刻みで区分して樹高階本数分布を図化した。この際、低木層と亜高木層が認められた調査地については、出現した高木性樹種の本数を集計し主な樹種名も記録した。また、それぞれの階層に出現したすべての広葉樹種に対する高木性樹種の本数割合も併せて算出した。

開空率の測定は、持ち帰った全天空写真デジタル画像を国立環境研究所の竹中明夫氏のフリープログラム CanopOn2 (<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/index.html>、2023年7月27日)を使用し、樹冠部分の枝葉が適切に二値化できるようパラメータ値を個別調整して開空率をPC上で計測し、各地点の平均開空率を算出した。さらに開空率と林分構造の関係について、上層木の本数に加えて亜高木層以上の広葉樹と低木層の広葉樹の本数を変数とした一般線形化モデルを作成して、開空率への寄与について解析した。

エ 統計解析

観測変数間の関係については相関係数 (r^2) を算出し、有意水準は原則 5% 未満とし無相関検定による p 値を付記した。また、観測値の差の検定には 2 群の比較ではマン・ホイットニーの U 検定を、3 群の比較ではクラスカル・ウォリス検定を用い、有意水準は原則 5% 未満として p 値を示した。

一般線形モデルにおけるモデル選択は AIC (Akaike's Information Criterion; 赤池情報量規準) を用い、最も AIC の値が小さな変数の組み合わせをベストモデルとし、併せて AIC の差が 2 以内のモデルも探索し、それぞれの式における有意な変数名とその係数を示した。

なお、以上の統計解析には、統計パッケージ R (R Core Team 2021) を用いた。

3 結果

(1) 林床及び低木層の植生

解析対象とした小仏、丹沢、箱根外輪山の 3 地区 19 調査地の柵外で調査された 33 個所の小植生調査枠の計測結果から草本層植被率をみると、柵外では 41% から 47% の範囲で、地区によりほとんど差はなかった (表 2: クラスカル・ウォリス検定 $p=0.94$)。

また、丹沢地区の柵内の草本層の平均植被率は 39% と柵外よりやや小さかったが両値に有意差は確認できなかった (マン・ホイットニーの U 検定、 $p=0.61$)。草本層植被率の出現頻度はばらつきが大きく、10% 以下は 5 地点でその内 4 地点が丹沢地区の調査地であり、5% を下回る地点も 1 地点含まれ、このような草本層に植被が少ない地点が約 15% を占めていた (図 2)。一方、草本層植被率が 20% を超える地点の割合は約 8 割、40% を超える地点は約 3 割であった。各地点における主な出現種は地区によりやや異なり (表 2)、丹沢地区ではこの地区でのシカの不嗜好種とされるオオバノイノモトソウ、シロダモ (神奈川県自然環境保全センター研究連携課 2016) の被度の高い地点が多かった。

次に、3 地区における低木層の植被率をみると、柵外では 6.4% から 15.8% の範囲であり地区による有意差は確認できなかった (表 2; クラスカル・ウォリス検定、 $p=0.35$)。一方、丹沢地区の柵内における植被率は 17.5% で、柵外より 10% 程度大きかった (マン・ホイットニーの U 検定、 $p=0.11$)。主な出現種は、草本層と同様に地区により異なり (表 2)、丹沢地区ではシカの不嗜好種のシロダモの被度の高い地点が多かった。

表 2 調査地の植生に関する地区・柵内外の集計値及び主な出現種

地区	小仏	丹沢	丹沢	箱根外輪山	
柵	外	外	内	外	
地点数	4	24	10	5	
草本層	平均植被率 %	45.2	47.0	39.2	41.0
	sd	13.5	27.3	27.5	21.2
	最大値	59	97	69.2	56.5
	最小値	31.8	0.5	1.1	7.8
	主な出現種	マルバウツギ、コクサギ、オオバノイノモトソウ、アブラチャン	オオバノイノモトソウ、コチヂミザサ、ヒメワラビ、イノデ、シロダモ	オオバノイノモトソウ、シロダモ、ヒメワラビ、チヂミザサ、クサイチゴ	アオキ、モミジイチゴ、クロモジ、スゲ属の一種
低木層	平均植被率 %	15.8	6.4	17.5	9.6
	sd	11.9	8.9	19.9	20.4
	最大値	28.3	25.3	53.0	46.0
	最小値	0	0	0	0
	主な出現種	マルバウツギ、コクサギ、アブラチャン、ムラサキシキブ	シロダモ、アズマネザサ、クロモジ、アブラチャン	シロダモ、サンショウ、ヤブムラキ	アオキ、サンショウ、ハナイカダ
更新木	平均出現種数	26	17	21	14
	同上sd	22	16	16	5
	最大値	58	79	55	20
	最小値	10	4	9	7
	主な高木性広葉樹種	エゴノキ、ヤマザクラ	アラカシ、イヌシデ、シロダモ	シロダモ、イヌシデ、エンコウカエデ、エノキ	ケヤキ、アラカシ、イヌシデ

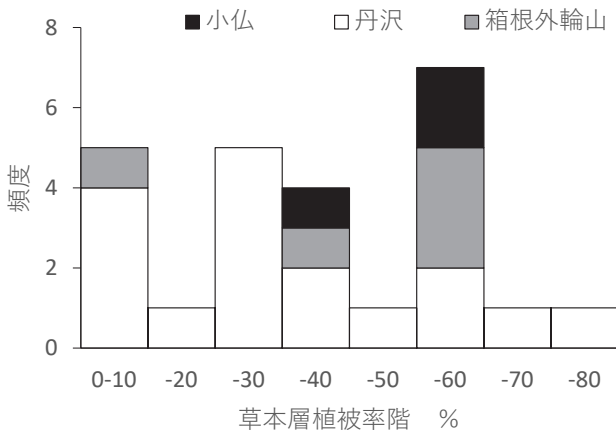


図2 調査地の草層植被率の出現頻度

(2) 更新木の侵入状況

林床における更新木の侵入状況の指標とした高木性広葉樹の平均出現種数は、小仏地区が26種、丹沢地区が17種、箱根外輪山地区が14種であったが、調査地間で出現種数にばらつきが大きく地区間での違いは確認できなかった(表2;マン・ホイットニーのU検定、 $p=0.51$)。また、丹沢地区での柵内外における種数を比較すると、平均種数は柵外より柵内でやや多かったが柵の内外での出現種数に有意差はなかった(マン・ホイットニーのU検定、 $p=0.50$)。なお、各地区における主な更新木は、小仏地区ではエゴノキやヤマザクラなどであった。丹沢地区では柵外では同じくアラカシ、イヌシデ、シロダモなどであった。一方、箱根外輪山地区では同じくケヤキ、アラカシ、イヌシデなどが主なものであった。

柵外における更新木の平均樹高は約18cmから48cmの範囲で、箱根外輪山地区でやや低かったが、ばらつきが大きく他地区との有意差は確認できなかった(クラスカル・ウォリス検定、 $p=0.14$)。また、丹沢地区での柵内外における更新木の平均樹高を比較すると柵内は50.3cmと柵外の26.5cmと比較して2倍近く、柵内で有意に高かった(マン・ホイットニーのU検定、 $p=0.017$)。

(3) 林分構造と開空率

第4期時点における調査地の林分構造の指標値は表3に示すとおりである。すなわち、成立本数は平均で586本/ha ($sd=183$)で大半が400本/haから800本/haの範囲にあり、一部の調査地を除いて水源林整備事業が目標とする600本/ha前後であった。上層木の平均樹高は20m前後、平均胸高直径

表3 調査地の林分構造に関する全体と地区別の統計量
注：各統計量は高木層のスギ・ヒノキの計測値から集計した値

地区	小仏	丹沢	箱根外輪山	全体
地点数	4	12	3	19
成立本数	平均 515	570	744	586
	sd 148	182	188	183
本/ha	最大 668	892	960	960
	最小 384	376	616	376
平均樹高	平均 20.4	19.2	21.5	19.8
	sd 2.0	2.8	1.4	2.5
m	最大 22.5	23.0	22.5	23.0
	最小 18.4	14.8	19.9	14.8
平均胸高直径	平均 32.3	31.0	34.6	31.8
	sd 4.2	5.6	3.6	5.0
c m	最大 38.3	43.0	38.2	43.0
	最小 28.8	21.9	31.0	21.9
平均樹冠長	平均 9.9	8.5	9.9	9.0
	sd 4.1	2.3	4.7	3.0
m	最大 15.8	13.2	15.4	15.8
	最小 7.0	5.9	7.1	5.9
平均樹冠幅	平均 5.0	4.9	4.5	4.8
	sd 0.4	0.6	1.3	0.7
m	最大 5.5	5.8	5.6	5.8
	最小 4.5	4.1	3.1	3.1

は32cm前後であった。また、上層木の平均樹冠長と平均樹冠幅はそれぞれ9m前後と5m前後で調査地間ではかなりばらつきがあった。

調査地内の地上1m地点の上空の開空率は平均では8%前後で約4%から約17%の範囲にあり調査地間のばらつきが大きかった。また、成立本数が600本/ha前後でも開空率が7%以下の調査地もあった。

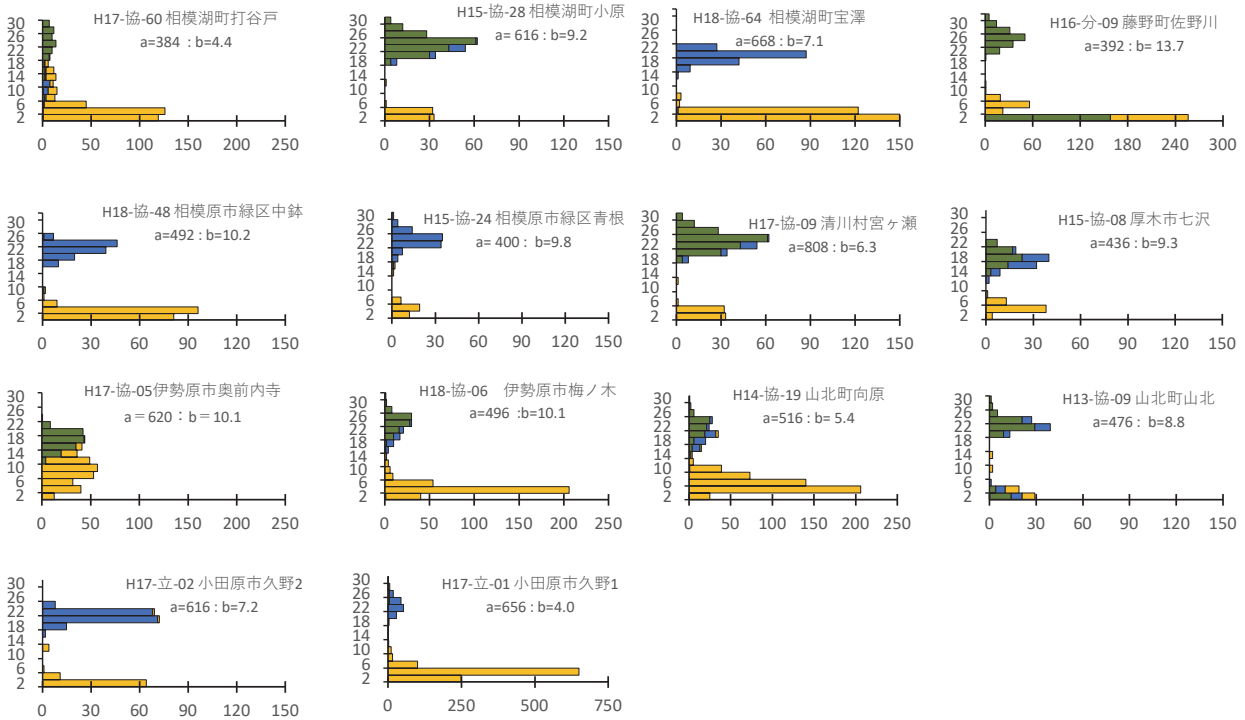
開空率と成立本数との関係には有意な相関関係は認められなかったが($r^2=0.02$, $p=0.50$)、低木層と亜高木層の本数を変数として加えた一般線形化モデルでは、低木層の本数が開空率に対して有意に寄与しており、低木層の本数が多い調査地では開空率が低下することを確認できた(表4)。

樹高階別本数頻度分布(図3)に基づいて、各調査地の階層構造の発達状況をみると、林冠木のスギ、ヒノキの下層に広葉樹が成立し、低木層から亜高木層が形成されつつある調査地は14調査地で、全体の74%を占めていた。これらの階層構造の発達が進みつつある調査地には小仏地区、丹沢地区、箱根外輪山地区の調査地がそれぞれ複数地点含まれていた。また、階層構造が発達していない調査地は5地点で全調査地の26%を占めていた。これら5か所

表4 開空率に関する成立本数、亜高木層と高木層の広葉樹本数及び低木層広葉樹本数を説明変数とした場合の一般化線形モデル。
注1：説明変数に付記した**、*、- はp値水準(0.01、0.05、0.1)を示す。

変数	開空率
切片	12.966 **
スギ・ヒノキ上層木本数	-0.01447
亜高木層・高木層広葉樹本数	-0.01753 -
低木層広葉樹本数	-0.00636 *
AIC	95.598

(a) 低木層と亜高木層が発達しつつある調査地



(b) 低木層、亜高木層が発達していない調査地

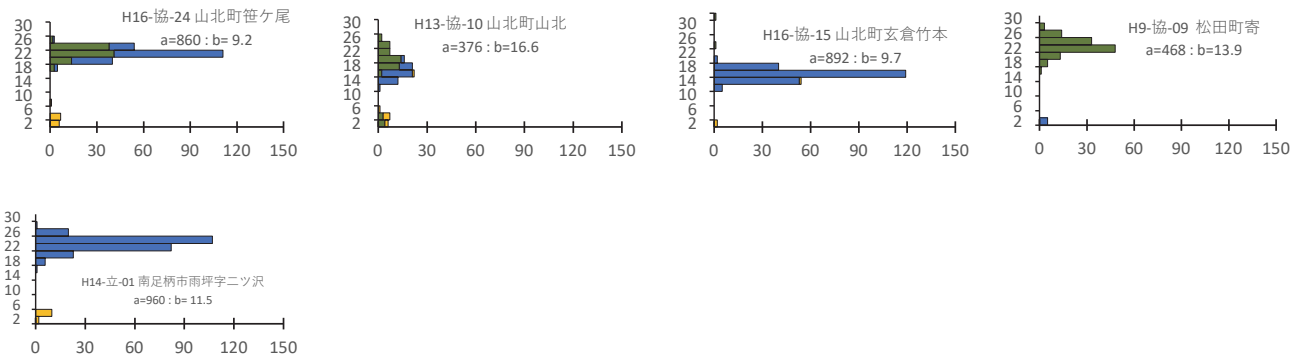


図3 各調査地における樹高階別本数頻度分布図

注1：縦軸は樹高階(2m刻み)、横軸は0.25haあたりの出現本数

注2：各図に記したaとbの数値はそれぞれ針葉樹上層木の成立本数(本/ha)地上1m高地点で測定した開空率(%)を示す。

注3：図により横軸のスケールは異なる。

の調査地には成立本数が 800 本 /ha を超えている調査地が 3 地点含まれている。なお、両区分における成立本数および開空率を比較すると、成立本数には有意差はなかったが（マン・ホイットニーの U 検定、 $p=0.31$ ）、開空率は階層構造が発達していない調査地で有意に高いことが確認できた（マン・ホイットニーの U 検定、 $P=0.04$ ）。

続いて、階層構造の発達の兆しが認められた調査地について、低木層と亜高木層に出現した樹種と本数から、高木性広葉樹（小高木樹種は除く）の出現

状況を見ると、亜高木層に本数が多い調査地ではアラカシなどの高木性広葉樹の生育が確認できた（表 5）。一方、亜高木層、低木層ともに高木性広葉樹の本数が少ない調査地もあり、とくに東丹沢山麓に位置する厚木市七沢調査地と清川村宮ヶ瀬調査地は低木層、亜高木層にほとんど高木性広葉樹が生育しておらず、シロダモなどシカの不嗜好小高木広葉樹（神奈川県自然環境保全センター研究連携課 2016）で占められており、シカの累積的な影響が伺えた。

表 5 階層構造の発達が確認できた調査地における高木性樹種の生育状況

地区	地点名	階層	出現した		主な高木性樹種
			高木性樹種の本数 本/0.25ha	同出現割合 %	
小仏	相模湖町打戸谷	低木層	91	16	アラカシ
		亜高木層	66	31	アラカシ、ウワミズザクラ
	相模湖町宝澤	低木層	60	18	カラスザンショウ、アラカシ
		亜高木層	3	100	カラスザンショウ
	藤野町佐野川川本	低木層	4	4	ハクウンボク
		亜高木層	2	50	ウワミズザクラ
相模湖町小原	低木層	11	3	イタヤカエデ	
	亜高木層	0	-	なし	
丹沢	津久井町中鉢	低木層	37	10	アラカシ、ウラジロガシ
		亜高木層	1	25	クリ
	津久井町青根字長者舎	低木層	2	6	オオバアサガラ、カヤ
		亜高木層	2	28	エゾエノキ、ウワミズザクラ
	清川村宮ヶ瀬	低木層	0	0	なし
		亜高木層	1	50	クマノミズキ
厚木市七沢	厚木市七沢	低木層	37	100	シロダモ
		亜高木層	3	100	シロダモ
	伊勢原市奥前内寺	低木層	14	14	アラカシ
		亜高木層	133	32	クマノミズキ、アラカシ、マメガキ
	伊勢原市梅の木	低木層	8	1	ウラジロガシ
		亜高木層	20	32	クマノミズキ、マメガキ
山北町向原	低木層	99	34	アラカシ	
	亜高木層	177	88	アラカシ	
山北町山北1 (H13-協-09)	低木層	24	14	コブシ	
	亜高木層	5	100	アラカシ	
箱根外輪山	小田原市久野2	低木層	3	4	サワフタギ
		亜高木層	6	100	クマシデ
	小田原市久野1	低木層	123	13	アラカシ、ウワミズザクラ
		亜高木層	34	48	アラカシ

5 考察

調査期第4期時点における柵外での草本層植被率は平均値で41%から47%の範囲であり、各地点で一定のリター堆積があると仮定すると、両被覆を合計した林床被覆率(三浦 2000)の平均値は少なくとも40%を超えていると推察できる。この林床被覆率は表層土壌の流出を防止できるとされる林床被覆率20%から40%の範囲(石川 2008、初ほか 2010)を上回る水準であり、水源林整備の当初の目的であった「水源林整備を通じた(土壌流出を防止する)林床植生の回復」が第4期の段階で達成できている整備地が多いことを示唆している。しかし、草本層植被率の調査地間のばらつきは大きく、また草本層植被率が10%以下の地点も約15%を占めており、丹沢地区ではシカの嗜好種が優占したかたちで植被率が高い地点が多かった。このため、水源林整備を通じた林床植生の回復には課題がある林分が一定数残されており、そこではシカによる採食影響が含まれる可能性が示唆される。

次に、第4期以降に新たに調査目的に加わった「低木層や亜高木層が発達した多層な構造を持つ」人工林への誘導状況に関しては、調査地のほとんどで成立本数が600本/ha前後まで低下しており、約7割で低木層あるいは亜高木層が形成されつつあることを確認できた。したがって、水源林として整備が進められてきたスギ・ヒノキ人工林では、第4期時点で半数以上が目標とする成立本数に達し、目標林型への誘導途上にあることが推察できる。

しかし、調査地の低木層植被率の平均値は9%から14%の範囲で、全く発達していない地点も確認できた。さらに、高木性広葉樹種が低木層あるいは亜高木層に多い割合で生育している調査地が限られており、多くの水源林確保地の人工林では針広混交林への誘導に関しては不十分な段階にあると考えられる。

スギ・ヒノキ人工林における階層構造の形成や混交林への誘導には、種子散布様式に応じた高木性樹種(小谷・高田 1999、Utsugi et al., 2004など)の更新木の侵入・定着そして成長が必要である。また、鳥類や哺乳類により種子散布される樹種については供給源となりうる周辺の広葉樹林との位置関係(中西 1994)も関係してくる。本研究では、調査地の更新木、低木層、亜高木層を構成する主な広葉樹

種や、低木層及び亜高木層での高木性広葉樹の生育状況を示したのに留まり、種子の散布型や供給源との位置関係については分析を行っていない。今後は調査地の立地環境と更新木の侵入状況や林分構造を関連付けて分析することで、各調査地で成立しうる多層な構造をもった混交林の樹種構成や誘導の可能性、さらには有効な誘導手法が明らかになっていくと考えられる。

また、更新木の定着・成長には草本層及び低木層の光条件も一定の影響があると考えられる(小池 1988、相浦・大宮 2010など)。第4期時点の地上1m地点の開空率は調査地の大半で15%以下と全般に低く、成立本数が600本/ha前後でも開空率が7%以下の調査地もあった。なお、低木層の本数が開空率を低下させていることや、階層構造が発達していない調査地で有意に開空率が高かった結果から考えると、地上1m付近で撮影した天空画像により計測した開空度は必ずしも林冠部分の開空度を的確に指標していない可能性もある。しかしながら、下層木の影響がない階層構造がほとんどない調査地での最大の開空率が17%弱であるという状況は、スギ人工林やヒノキ人工林では開空率が20%程度の林分における相対照度は6%以下との報告(瀬尾ほか 2008)などを念頭におくと、水源林整備地では間伐が進んで高木本数は減少したものの、調査地の多くでは樹冠の空き具合はまだ不十分で、更新木が順調に成長していくのに必要な林内照度が不足している状態にある可能性がある。このため、多層な構造を持つ混交林へと誘導していくには、現存の更新木の保護に加えて上層木間伐などにより大幅な開空率の拡大を図り、更新木の定着と成長を促していくことが必要と考える。

謝辞

本稿の作成にあたり、当センター研究連携課の谷脇徹主任研究員には丁寧かつ適切なコメントを頂きました。ここに記してお礼申し上げます。

引用・参考文献

相浦 英春・大宮 徹(2010) スギ林の強度間伐が林内の光環境と下層植生に与える影響. 富山県農林水産総合技術センター森林研究所研究報告

2:1-9

石川芳治 (2008) 丹沢山地でのシカによる林床植生
表退地における土壌侵食機構と対策手法. 森林
科学 53:48-52

神奈川県環境農政局緑政部水源環境保全課 (2017)
水源林整備の手引き. 神奈川県, 57pp

神奈川県自然環境保全センター研究連携課 (2016)
シカ不嗜好性植物図鑑. 神奈川県自然環境保全
センター 58pp

小池 孝良 (1988) 落葉広葉樹の生存に必要な明る
さとその成長に伴う変化. 林木の育種 148:19-
23

小谷 二郎・高田 兼太 (1999) スギ林の林床での広
葉樹の侵入および優占様式、石川県林業試験場
研究報告 30:1-10

三浦 覚 (2000) 表層土壌における雨滴侵食保護の
視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林
床被覆率の実態評価. 日本林学会誌 82 (2):132-
140

中西弘樹 (1994) 種子はひろがる種子散布の生態学.
平凡社 255pp.

R Core Team (2021) R: A language and environment
for statistical computing. R Foundation for
Statistical Computing, Vienna, Austria.

瀬尾 史恵・井原 大介・増谷 利博 (2008) スギ・
ヒノキの壮齢林における開空度と相対照度の関
係. 関東森林研究 59:73-76

初 磊・石川 芳治・白木 克繁・若原 妙子・内山
佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林床植
生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量
の関係. 日本森林学会誌 92(5):261-268

田村 淳・山根 正伸・武田 潤・久富 寛之 (2013)
神奈川県の水源林の施業地においてシカが林床
植生に及ぼす影響. 神奈川県自然環境保全セン
ター報告 11:53-60

Utsugi E, Kanno A, Ueno N, Tomita M, Saitoh T,
Kimura M, Kanou K, Seiwa K (2004) Hardwood
recruitment into conifer plantations in
Japan: Effects of thinning and distance
from neighboring hardwood forests. *Forest
Ecology and Management* 237 (1-3):15-28

神奈川県ニホンジカ管理計画における生息状況モニタリング結果

石川 烈*・永井広野**,**・永田 幸志*,***・
町田 直樹*,****・石川 信吾*,*****

1 はじめに

神奈川県では2003年に「神奈川県ニホンジカ保護管理計画(2003～2006年度)」(以下、第1次計画)を策定し、2022年現在「第4次神奈川県ニホンジカ管理計画(2017～2022年度)」(以下、第4次計画)に基づき各種事業を実施している。自然環境保全センターは、自然植生回復および生息環境整備の基盤づくりを目的とした管理捕獲(以下、県管理捕獲)を実施するとともに、各取り組みの効果を検証するため、シカ個体群や生息環境に関するモニタリングを実施している。シカ個体群については、区画法や糞塊法による生息状況調査(藤森ら 2013)や、捕獲個体分析(馬場ら 2013)を実施しており、本稿では、第1次～第4次計画期途中(2003～2021年度)までに行った区画法による生息密度調査結果について管理捕獲の捕獲数の動向とあわせて報告する。

2 調査方法

シカの生息密度調査は区画法(Maruyama and Furubayashi, 1983)により実施した。本県では第1次計画当初から、保護管理区域(神奈川県ニホンジカ管理計画に定める、シカの主要な生息分布域である丹沢山地を中心とした区域)を地形や植生を考慮して56個の管理ユニットに区分し(図1)、管理ユニット単位で情報収集や県管理捕獲を実施している

(神奈川県 2017)。生息密度調査は、おおむね管理ユニットごとに設定した54か所の調査区(図2)で、毎年30か所程度を選択して実施した。

調査時期は、森林内の見通しがよくなり調査精度が高くなる落葉後の概ね12月から1月(11月末から2月初旬まで)とした。各調査区を地形などを考慮に入れながら複数の区画に分け、各区画に調査員を配置し、担当区画内をくまなく踏査した。調査時間は、原則1時間30分とし、踏査ルートの距離が長い丹沢山、ササ類の繁茂で踏査に時間を要する宮城野の調査区は2時間とした。踏査中にシカを目撃情報(性別(オス、メス、不明)、体サイズ(大、中、小など)、頭数、確認時刻等)及び主な生活痕跡を野帳に記録した。シカの警戒音、逃走音を確認した場合も同様に記録した。各調査員は簡易業務無線を携帯して調査し、シカを目撃した場合は、近隣の調査員と交信し、カウントした個体の重複がないよう努めた。記録されたシカの個体数から km^2 あたりの密度を算出した。なお、重複カウントの有無を判別し難い場合等、生息密度に幅があった場合は最大値と最小値の平均値で示した。

3 結果及び考察

(1) 生息密度の推移

第3次および第4次管理計画(2012年度～2021年度)の調査結果を第2次計画までの報告(末次ら 2009、藤森ら 2013)と併せて表1に示した。

* 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課 (〒243-0321 厚木市七沢657)

** 現所属 神奈川県西地域県政総合センター森林部水源の森林推進課 (〒258-0021 足柄上郡開成町吉田島2489-2)

*** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 (〒231-8588 横浜市中区日本大通1)

**** 現所属 神奈川県西地域県政総合センター森林部林道課 (〒258-0021 足柄上郡開成町吉田島2489-2)

***** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部森林再生課 (〒231-8588 横浜市中区日本大通1)

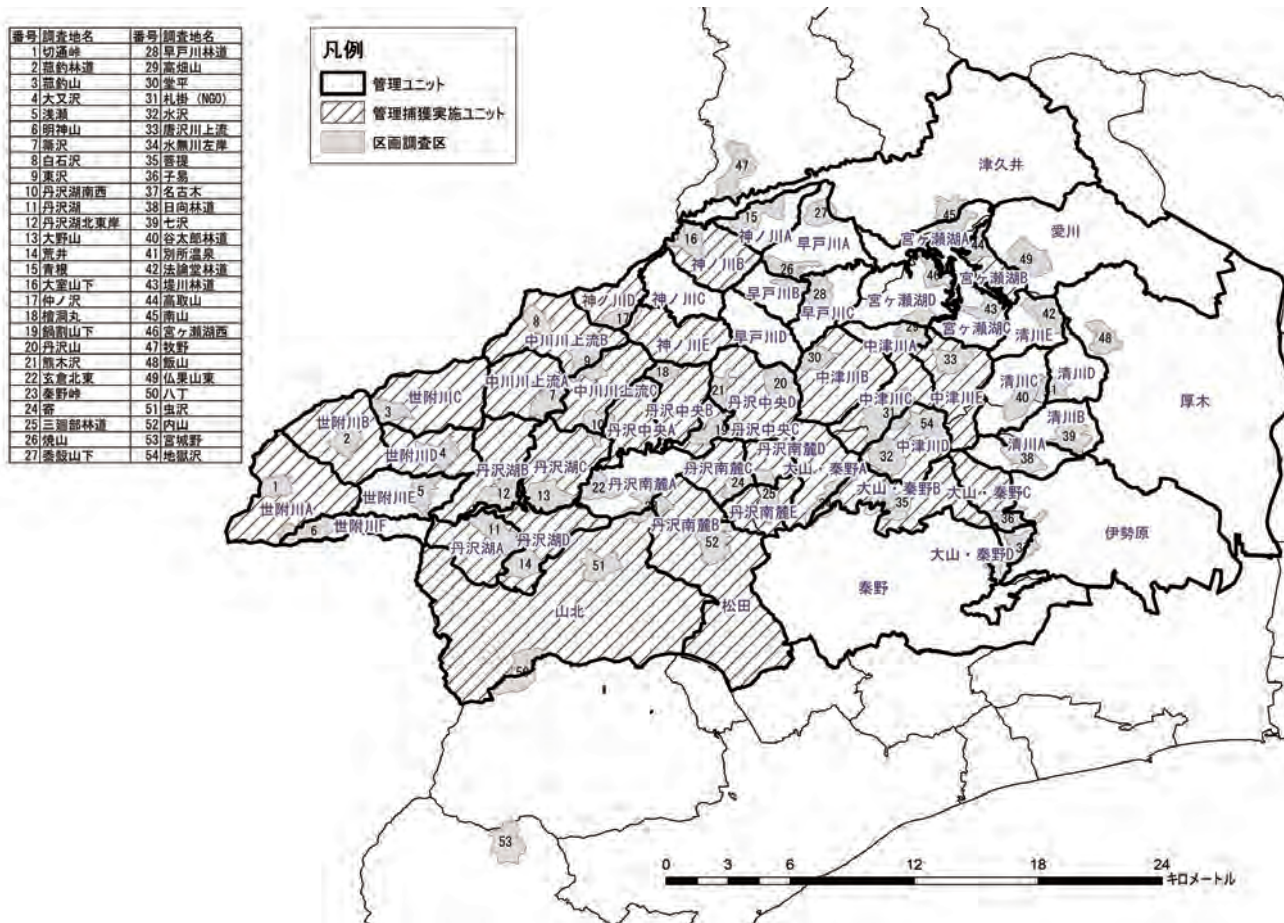


図2 区画法によるニホンジカ生息密度調査 調査区画配置図

また、県管理捕獲を実施した管理ユニット内の調査区の生息密度の推移を図3～5に示した。

第1次計画以降継続して捕獲を実施している管理ユニット内の調査区では、シカの生息密度が低下もしくは低下したのち横ばいで推移した(図3)。このようなシカ生息密度の低下や低下後の横ばい傾向は、第2次計画以降継続して捕獲を実施している管理ユニット内の調査区でも同様にみられた(図4)。また、シカ管理計画における定着防止区域(神奈川県2017)の調査結果は、年により数値の差があるものの、近年生息密度が上昇する傾向が見られる(図5)。

(2) 県管理捕獲による捕獲数と生息密度との関係

第1次計画もしくは第2次計画(2007～2011年度)から県管理捕獲を継続的に実施している管理ユニットのうち、捕獲の実施頻度が高く、捕獲実施場所内に調査区がある堂平調査区(中津川B)、丹沢湖調査区(丹沢湖B)、箒沢調査区(中川川上流A)、丹沢山調査区(丹沢中央D)、三廻部林道調査区(丹

沢南麓D、E)について、次世代の出産を通じて個体群の密度変化に影響するメスに着目し、その捕獲数と生息密度の年変化を図6～10に示した。なお、県管理捕獲は第1次計画から神奈川県猟友会へ委託した巻狩り(以下、県猟友会捕獲)により実施し、第3次計画(2012～2016年度)からは自然環境保全センターへ配置した派遣職員のワイルドライフレンジャー(以下、レンジャー)による単独捕獲(忍び捕獲等)も実施している。図6～10では捕獲手法ごと(県猟友会(県猟)、レンジャー(WLR))の捕獲数を示した。

堂平調査区(図6)、丹沢湖調査区(図7)、箒沢調査区(図8)では、第2次計画までの期間に県猟友会捕獲により多数捕獲をしたことで第2次計画中にシカ密度が低下した。第3次計画以降、第2次計画時よりも猟友会捕獲の捕獲数は少なくなったが毎年捕獲を実施しており、シカ密度は年変動はあるものの概ね横ばいで推移している。しかしながら、目標とする生息密度(5頭/km²未満)で安定して推移する状態にはなっておらず、まだ捕獲数が不足し

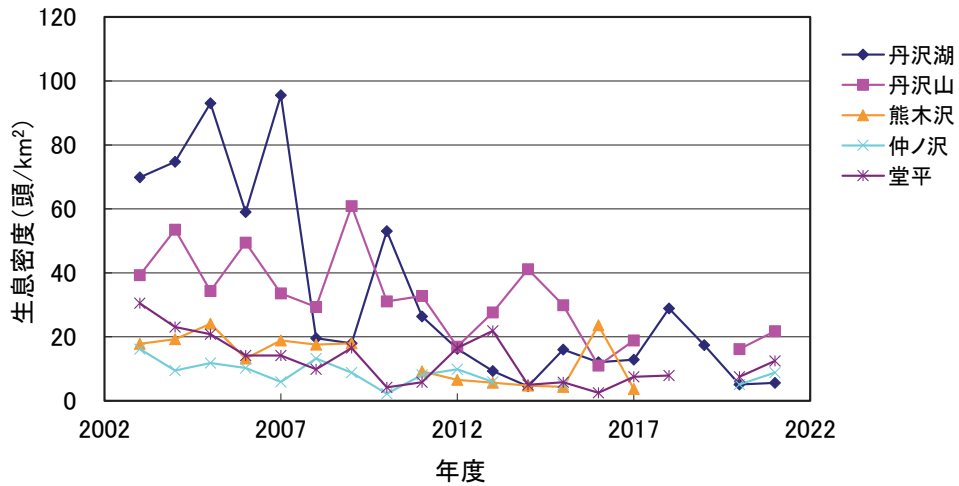


図3 第1次ニホンジカ管理計画からの捕獲継続地付近のニホンジカの密度推移

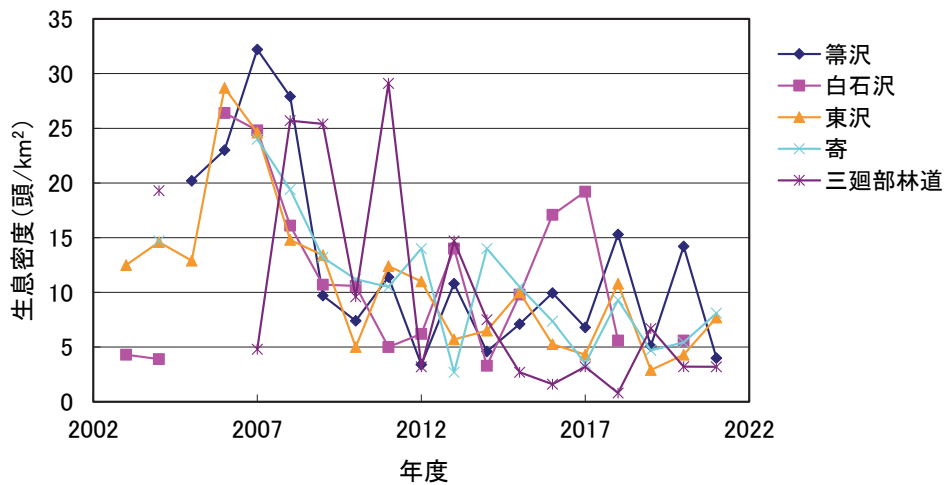


図4 第2次ニホンジカ管理計画からの捕獲継続地付近のニホンジカの密度推移

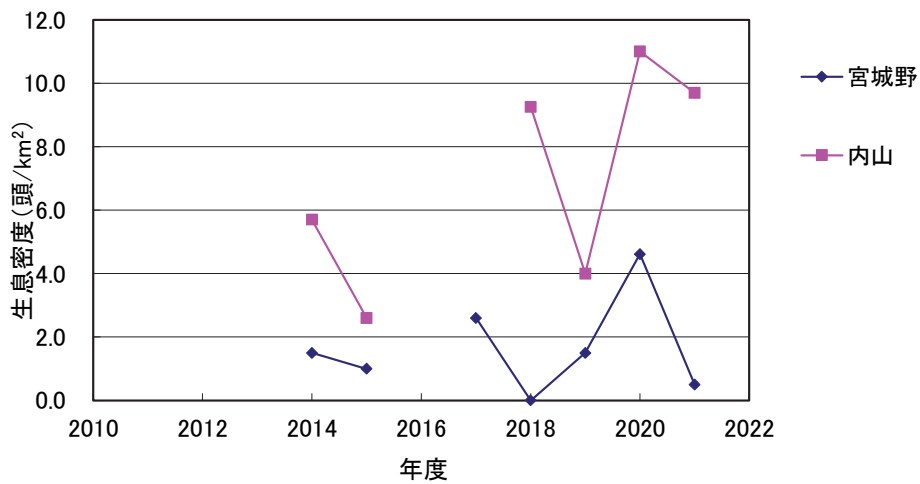


図5 定着防止区域におけるニホンジカの密度推移

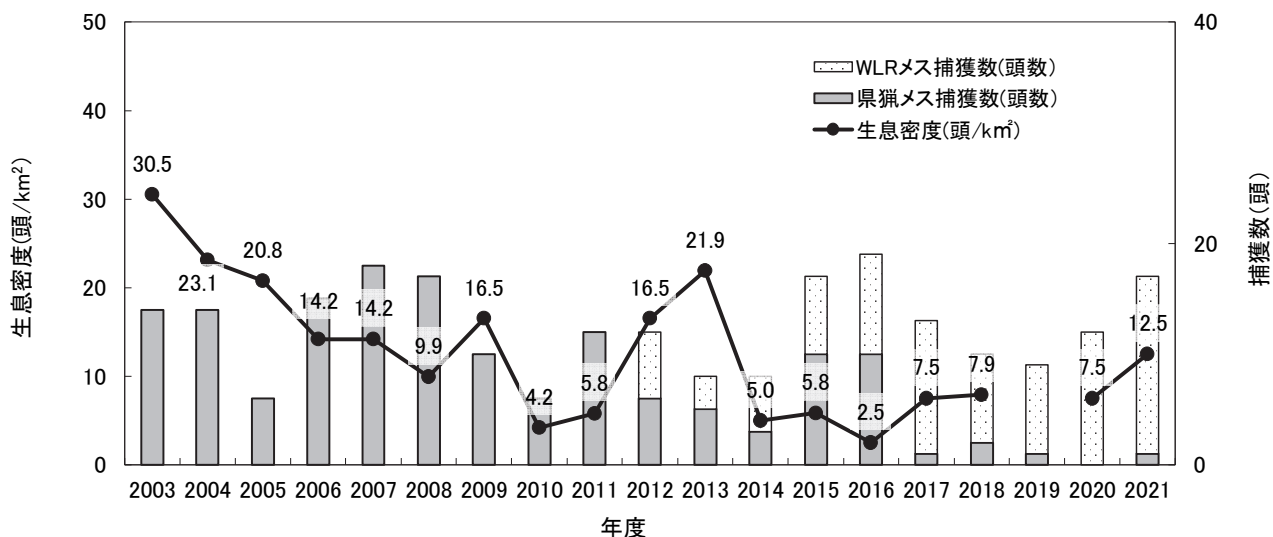


図6 堂平調査区におけるニホンジカの生息密度および中津川Bにおけるメスジカ捕獲数の推移

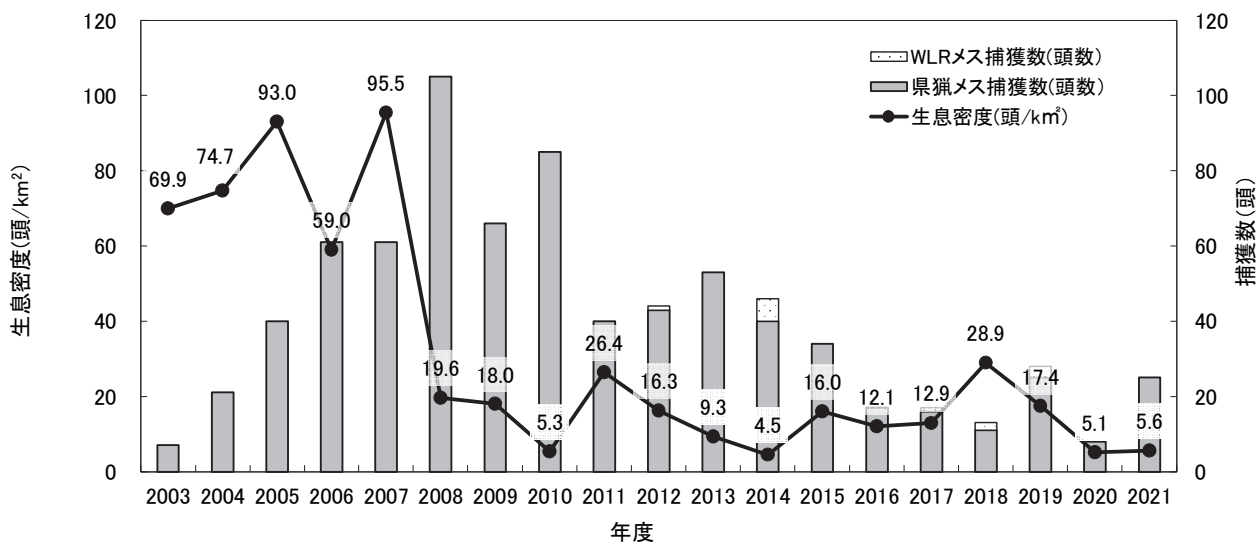


図7 丹沢湖調査区におけるニホンジカの生息密度および丹沢湖Bにおけるメスジカ捕獲数の推移

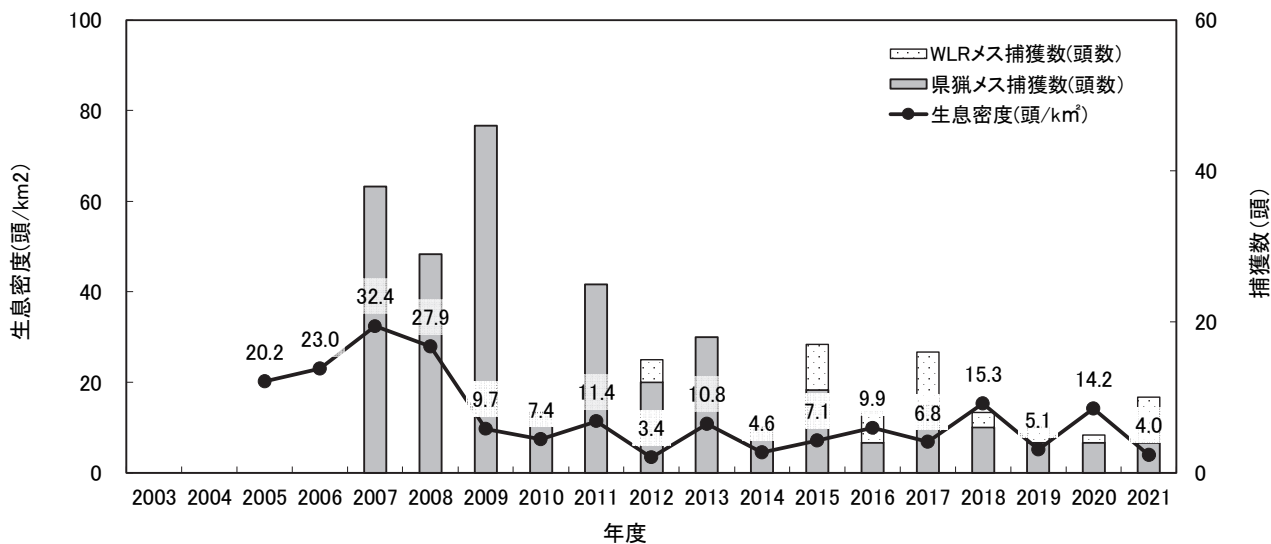


図8 箒沢調査区におけるニホンジカの生息密度および中川川上流Aにおけるメスジカ捕獲数の推移

ていると考えられる。

丹沢山調査区(図9)は、標高1500m以上の稜線部を含む高標高域に位置し、第2次計画までは猟犬を使用した巻狩りを実施しており、緩やかな密度低下がみられた。第3次計画からは、捕獲の不足していた稜線部においてレンジャーによる捕獲を実施するようになり、2次計画と比較すると密度は低下した。しかしながら、2021年時点の生息密度は21.8頭/km²と依然として高密度状態にある。これは、捕獲数が不足していることに加え、当該調査区とその周辺の稜線部には採食に強いミヤマクマザサ草地がある(村上ら2007)ことも要因となっていると考えられる。

三廻部林道調査区(図10)においても、第3次計画までに県猟友会捕獲により多数捕獲をしたことで第3次計画初期にはシカ密度が低下した。第4次計画以降の県猟友会捕獲は減少したが、低い密度で安定している。なお、第3次計画以降、レンジャーによる捕獲数が増加しているが、捕獲作業エリアは主に本調査区から3.5km以上離れた鍋割山～塔ノ岳の稜線域であるため、直接的には調査区周辺で県猟友会捕獲を継続した影響が大きいと考えられる。

定着防止区域の調査区のうち、調査区内で県管理捕獲が実施された宮城野調査区について、捕獲数と生息密度の関係を図11に示した。宮城野調査区では2018年から県管理捕獲が開始され、2021年度からは従来の県猟友会捕獲・レンジャーによる捕獲に加え、民間事業者によるくくりわなを用いた捕獲を実施している。捕獲数は年々増加しており、わな捕

獲業務を開始した2021年度で最多となっている。一方で生息密度調査結果については変動が大きいながら増加傾向にあると考えられる。なお、調査区内にはササが繁茂しており、シカが目視しにくいいため、生息密度が実際より低い値となっている可能性がある。広域の生息状況を把握するために実施している糞塊密度調査では、箱根山地でシカが増加傾向にあることを示しているため(神奈川県2022)、箱根山地全体としての個体数は増加傾向にあると考えられる。

4 課題

神奈川県が実施する区画法による調査は、1調査区につき1年のうちの1日のみの実施であり、1～2km²程度の限られた調査区画内のシカを目視カウントするため、調査結果は調査時のシカの生息場所など様々な条件の影響に左右されやすい。そのため、区画法による調査結果は、短期的な変動よりも長期的な増減傾向を把握していく指標であることを認識しておく必要がある。

一方、管理捕獲等の捕獲作業は年間を通して実施されているため、効果的な捕獲を実施するためには、生息密度の季節変化の把握が必要である。また、生息密度の動向は複数の手法による評価が重要であり、現在、こうした課題に対応するため、糞塊密度調査や自動撮影カメラによる調査を実施している。こうした複数の手法による調査と、植生状況を把握するための調査(田村ほか2013a、田村ほか

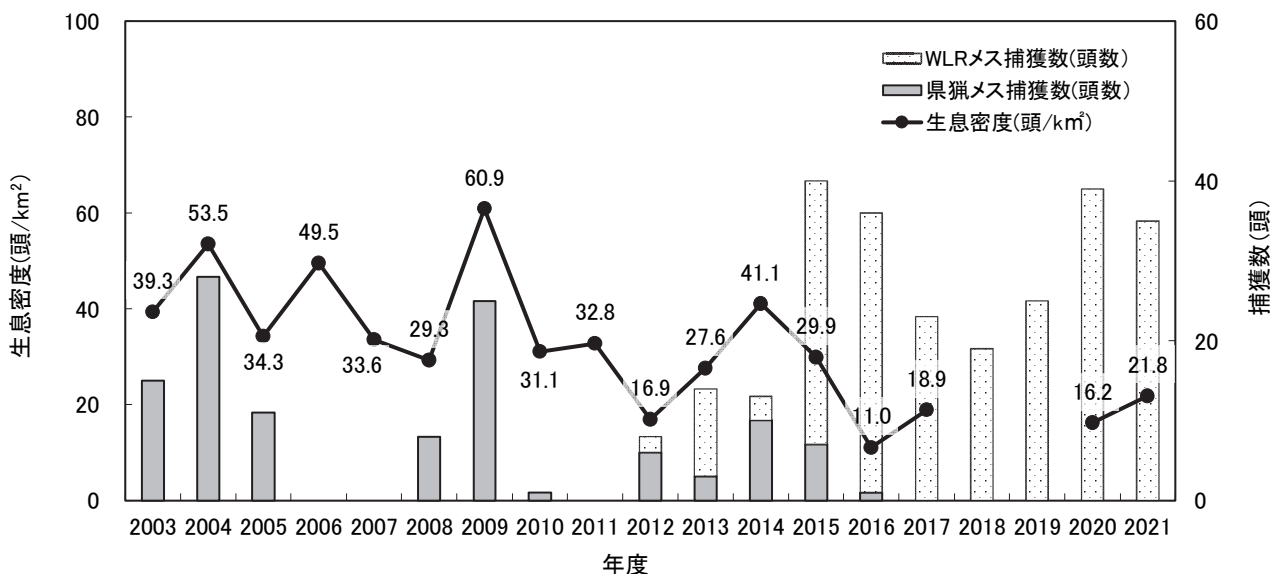


図9 丹沢山調査区調査区におけるニホンジカの生息密度および丹沢中央Dにおけるメスジカ捕獲数の推移

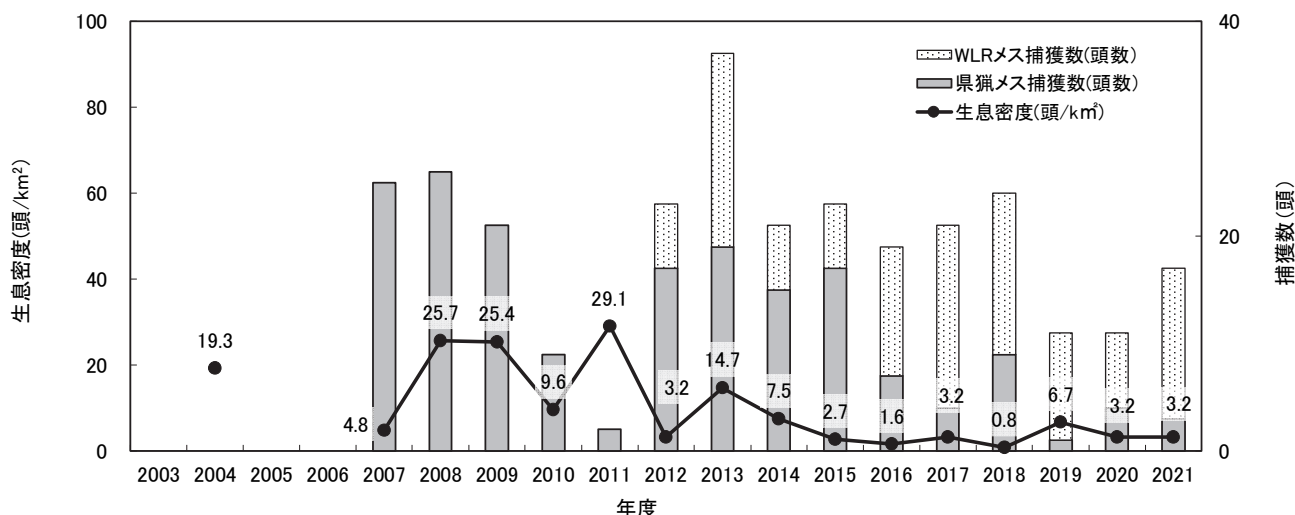


図 10 三廻部林道調査区におけるニホンジカの生息密度および付近の管理ユニット(丹沢南麓 D・E)におけるメスジカ捕獲数の推移

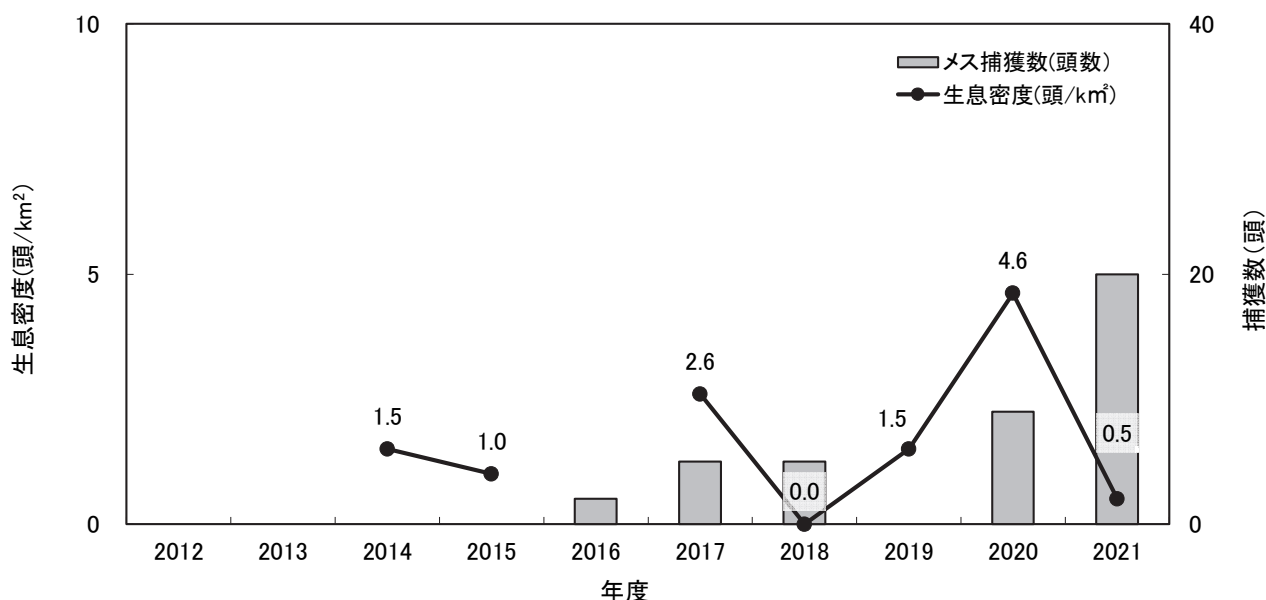


図 11 宮城野調査区におけるニホンジカの生息密度および箱根町におけるメスジカ捕獲数の推移

2013b) 結果から、シカ管理事業の効果を検証する必要あると考える。

作業を支えてくださった受託業者の従事者の皆様、関係者の皆様にここに厚くお礼申し上げます。

5 謝辞

本報告は株式会社野生動物保護管理事務所(2007～2009年度、2011～2021年度)、株式会社東京建設コンサルタント(2010年度)に委託した成果をまとめたものである。受託会社の株式会社野生動物保護管理事務所、株式会社東京建設コンサルタントの調査員の皆様、膨大な調査データ整理等の地道な

6 引用文献

藤森博英・末次加代子・池谷智志・小林俊元・永田幸志・羽太博樹・木佐貫健二(2013) 第2次神奈川県ニホンジカ保護管理計画期間中の区画法によるニホンジカの生息密度. 神奈川県自然環境保全センター報告 11:27-36
Maruyama, N and Furubayashi, K(1983) Preliminary

examination of block count method for estimating number of shika deer in Fudakake. Journal of Mammalogical Society of Japan, 9:274-277

神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 (2017)

第4次神奈川県ニホンジカ管理計画. 47pp

村上雄秀・鈴木伸一・林 寿則・矢ヶ崎朋樹 (2007)

丹沢大山の植生－シカ影響下の植物群落－.

Pp17-66. 編集:丹沢大山総合調査団. 編集委員:

青木淳一ら. 丹沢大山総合調査学術報告書. 平

岡環境科学研究所. ISBN 978-4-9903753-1-7.

末次加代子・池谷智志・小林俊元・川村優子・永田

幸志・山根正伸・溝口暁子 (2009) 2007年度

神奈川県ニホンジカ保護管理事業におけるモニ

タリング報告. 神奈川県自然環境保全センター

報告 6:5-19

田村淳・末次加代子・藤森博英・永田幸志・池谷智

志・小林俊元・栗林弘樹 (2013a) 植生保護柵

を活用したモニタリング地点の植生変化. 神奈

川県自然環境保全センター報告 11:45-52

田村 淳・藤森博英・末次加代子・永田幸志 (2013b)

丹沢全域の相対的な植生指標としての植生劣化

レベルと林床植被レベル. 神奈川県自然環境

保全センター報告 11: 37-43.

神奈川県ニホンジカ管理計画に基づく管理捕獲個体の分析結果

永井 広野*,**・小松 ゆりな*・西岡 美保子*・石川 烈*
 永田 幸志*,***・町田 直樹*,****・石川 信吾*,*****

1 はじめに

神奈川県では2003年3月に「神奈川県ニホンジカ保護管理計画」(以下、1次計画)を策定し、2022年現在、「第4次神奈川県ニホンジカ管理計画」(以下、4次計画)に基づき、ニホンジカ(以下、シカ)の個体数調整(管理捕獲)や水源の森林づくり事業による森林整備、農地への防護柵の設置等の各種事業を実施している。

4次計画では、「生物多様性の保全と再生」、「丹沢山地でのシカ地域個体群の安定的存続」、「農林業被害の軽減」、「丹沢山地以外でのシカ定着防止」の4

つの目標を掲げ、取組の成果を科学的に検証するため、シカ個体群や生息環境に関するモニタリングを実施している。モニタリング項目の一つとして、「自然植生回復目的の管理捕獲」及び「生息環境整備の基盤づくりとしての管理捕獲」(以下、県管理捕獲)で捕獲された個体群の年齢構成、体サイズ、妊娠率、栄養状態および歯の磨滅率等を調査している。

そこで本稿では、1次計画から実施されているこれらの個体群の質的变化を調査するモニタリング結果について報告する。なお、県管理捕獲は、1次計画では主にメスを捕獲していたこと、また、個体群の状況を把握するためにはメスのデータが重要であ

(第4号様式)				ニホンジカ管理捕獲個体整理票		記入者:		
捕獲日: 年 月 日		市町村名:		管理ユニット:		個体番号:		
性別: オス(♂)・メス(♀)・不明		メッシュ番号:		捕獲場所:		腎臓 右: 有・無 左: 有・無		
計測	体重(実測・目測)	kg		角の形状 (該当する箇所を、○で囲む)		備考:		
	①全長	cm			角無し			1尖
	②肩高	cm			袋角			2尖
	③後足長	cm			普通の角			3尖
		台のみ	4尖					
歯: 2本・1本・無		骨髄内脂肪色: 白・ピンク・透明・無		長さ: cm				
胎児の有無: 有・無		胎児の頭数: (オス頭)・(メス頭)		胎児の全長: cm		胎児の後足長: cm		

図1 ニホンジカ管理捕獲個体整理票(令和3年度から使用のもの)

* 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課 (〒243-0321 厚木市七沢 657)

** 現所属 神奈川県県西地域県政総合センター森林部水源の森林推進課 (〒258-0021 足柄上郡開成町吉田島 2489-2)

*** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 (〒231-8588 横浜市中区日本大通 1)

**** 現所属 神奈川県県西地域県政総合センター森林部林道課 (〒258-0021 足柄上郡開成町吉田島 2489-2)

***** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部森林再生課 (〒231-8588 横浜市中区日本大通 1)

ることから、本稿では、メスについての分析結果を報告する。

2 材料と方法

(1) 材料とデータ収集

本報告では、データ継続性の観点から、「第2次神奈川県ニホンジカ保護管理計画」(以下、2次計画)までに管理捕獲を開始した管理ユニット(中川川上流A・B・C、丹沢湖B、丹沢中央A・B・D、丹沢南麓B・C・D、中津川B・C)で捕獲された個体を分析の対象とした。管理ユニットとは丹沢山地を中心として設定した保護管理区域を地形や植生を考慮して区分した56個の区画のことである(石川ら2023)。ただし、歯の磨滅率については、「第3次神奈川県ニホンジカ管理計画」(以下、3次計画)以降に県管理捕獲が開始された箱根山地(箱根町・南足柄市)神奈川県(2022)で捕獲された個体も分析の対象とした。

県管理捕獲は神奈川県自然環境保全センター(以下、保全センター)が公益社団法人神奈川県猟友会等への委託、または、保全センターへの派遣職員であるワイルドライフレンジャーにより実施している。これらの捕獲従事者等が、捕獲個体の外部計測及びサンプルの採取等を行った。ただし、危険箇所へ滑落した個体等については、計測またはサンプル採取を実施しなかった。

外部計測および第一切歯の採取は通年で実施した。大腿骨の骨髓内脂肪色と胎児の有無(捕獲個体がメスの場合)の確認、胎児の計測、腎臓・腎周囲脂肪の採取は妊娠が確実に確認できるであろう1-3月に捕獲された個体を対象に行った。計測値等の記録にはニホンジカ捕獲個体整理表(図1)を用いた。

(2) 分析内容

ア 年齢査定

年齢査定は採取した第一切歯を脱灰処理した後、マイクロームにより組織片を作成し、染色後、顕微鏡でセメント質の年輪数を読み取るセメント質年輪法で行った。この際、シカの誕生日は全て6月1日とした。幼獣(0歳)については、組織切片は作成せず、歯の形態(乳歯)により年齢を判断した。

イ 外部計測

外部計測は、体重、全長、後足長、肩高、角の長さについて行った。また、胎児の有無を確認し、妊娠率(胎児を確認できた個体数/妊娠の有無を確認した個体数)を算出した。胎児が確認された場合は胎児の数、全長、後足長についても記録した。

ウ 栄養状態

栄養状態の評価は、大腿骨骨髓内の脂肪の視覚的

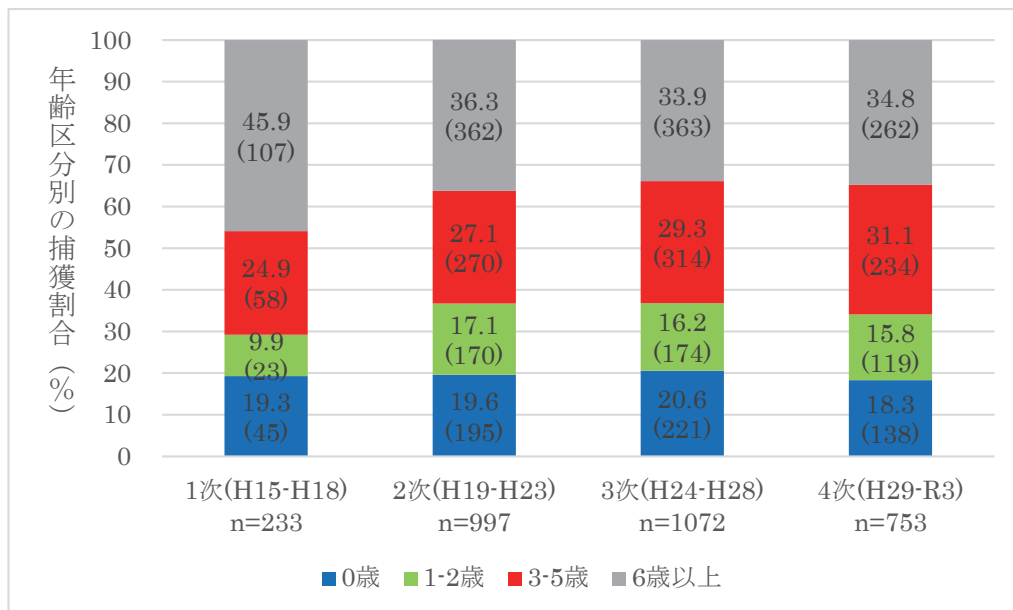


図2 各計画期間における年齢区別の捕獲割合(%)
※図内数字は割合、()はサンプル(捕獲個体)数、nは総サンプル数を表す

評価とライニー式腎脂肪指数（以下、腎脂肪率）（Riney, 1955）の算出により行った。大腿骨骨髄内の脂肪は、栄養状態が悪化するに従い、白、ピンク、赤、透明と変化する（小林ら 2008）ことから、肉眼的に、白、ピンク、赤、透明に分けて判別した。

腎脂肪率は腎臓及び腎臓周囲の脂肪重量から、次式により算出した。

$$\text{腎脂肪率} = (\text{腎臓周囲の脂肪重量} / \text{腎臓重量}) \times 100$$

なお、腎脂肪率は左右とも計測できた場合はその平均値とし、どちらかが損傷等により計測できなかった場合は片方のみの計測値をその個体の腎脂肪率とした。

エ 第一切歯磨滅クラスと磨滅率

採取した第一切歯のうち永久歯について、高槻（1998）の方法により、磨滅率（磨滅部分の幅／歯冠部全体の幅）を記録した。

3 結果と考察

(1) 年齢構成

査定年齢を0歳、1-2歳、3-5歳、6歳以上に区分し、各計画期間における各年齢区分の割合を図2に示した。サンプル数が異なるため単純な比較はできないが、1次計画と比較すると、各計画期間とも

1-2歳と3-5歳の割合が高く、6歳以上の個体の割合が低い傾向がみられた。また、0歳個体の割合はほぼ横ばいであった。

(2) 妊娠率

査定年齢に基づき、捕獲個体を3歳以上（成獣）、2歳、1歳に区分し、各計画期間における各年齢区分の妊娠率を図3に示した。

3歳以上（成獣）の妊娠率は1次計画（64.8%）と比較すると、他のどの計画期間も高い値となった。3次計画から4次計画にかけては妊娠率が低下しているものの、妊娠率は改善から横ばいで推移していると考えられる。

2歳及び1歳の妊娠率は、サンプル数が少なく、はっきりとした傾向は不明だが、2次計画以降成獣個体と比較し顕著に低い状態が続いていると考えられる。

(3) 腎脂肪率

3歳以上（成獣）の腎脂肪率を図4に、1-2歳（亜成獣）の腎脂肪率を図5に、0歳（幼獣）の腎脂肪率を図6に示した。データのばらつきは大きいものの、成獣の腎脂肪率は1次計画から上昇傾向にあり、栄養状態は改善傾向にあると考えられた。また、サンプル数は少ないものの、1-2歳（亜成獣）、0歳（幼獣）についても同様の傾向にあると考えられた。な

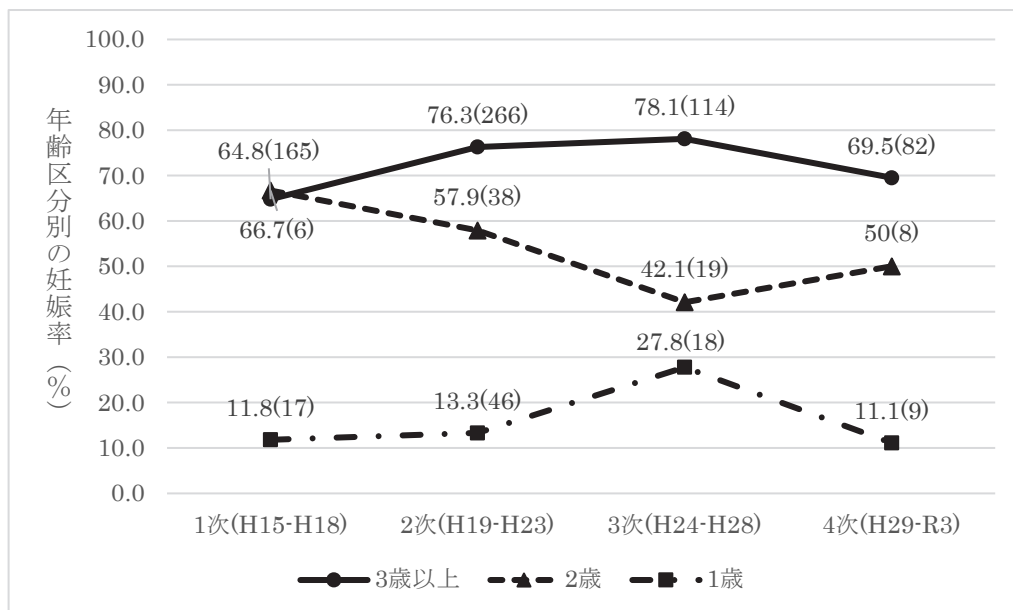


図3 各計画期間における年齢区分別の妊娠率 (%)
 ※ 図中数字は割合、() は妊娠の有無を確認した個体数を表す

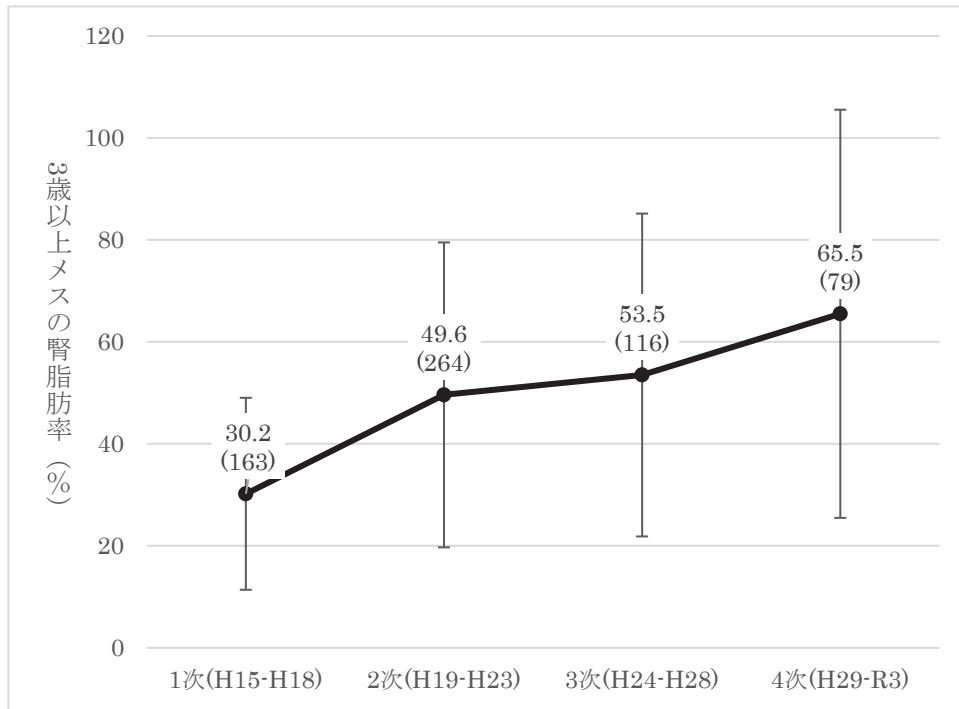


図4 各計画期間における3歳以上メスの腎脂肪率 (%) の平均値
 ※図中数字は腎脂肪率、() はサンプル数、エラーバーは標準偏差を表す

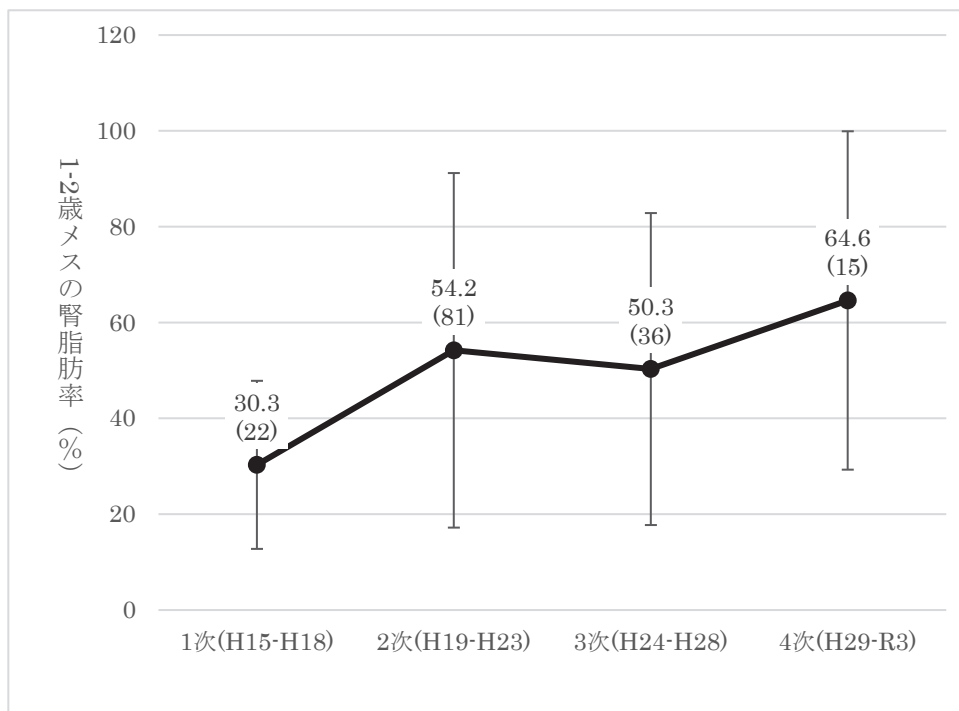


図5 各計画期間における1-2歳メスの腎脂肪率 (%) の平均値
 ※図中数字は腎脂肪率、() はサンプル数、エラーバーは標準偏差を表す

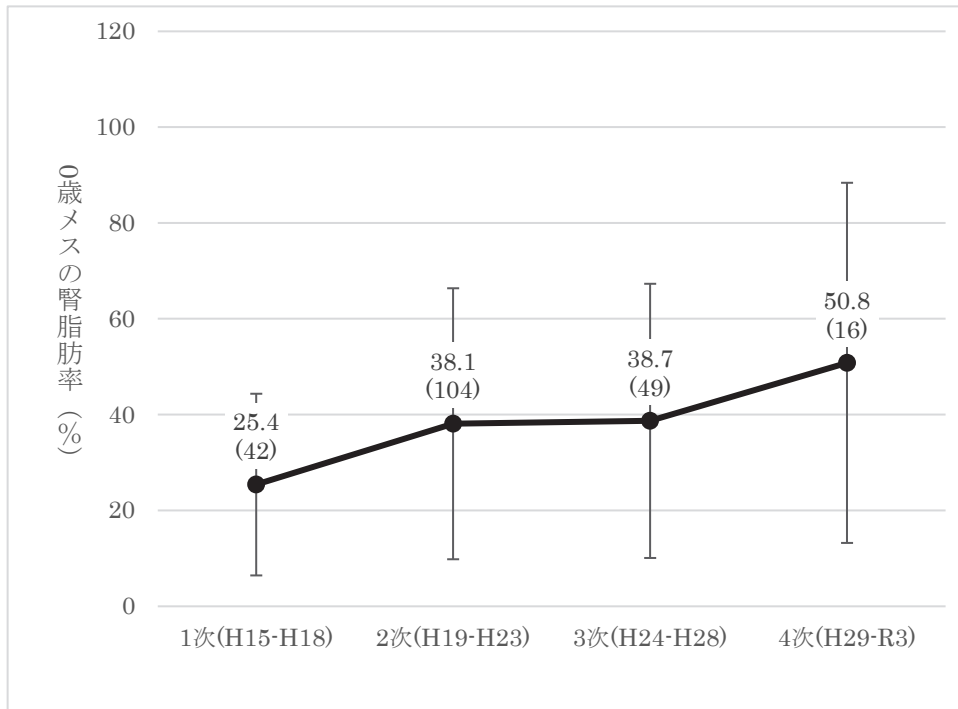


図6 各計画期間における0歳メスの腎脂肪率 (%) の平均値
 ※図中数字は腎脂肪率、() はサンプル数、エラーバーは標準偏差を表す

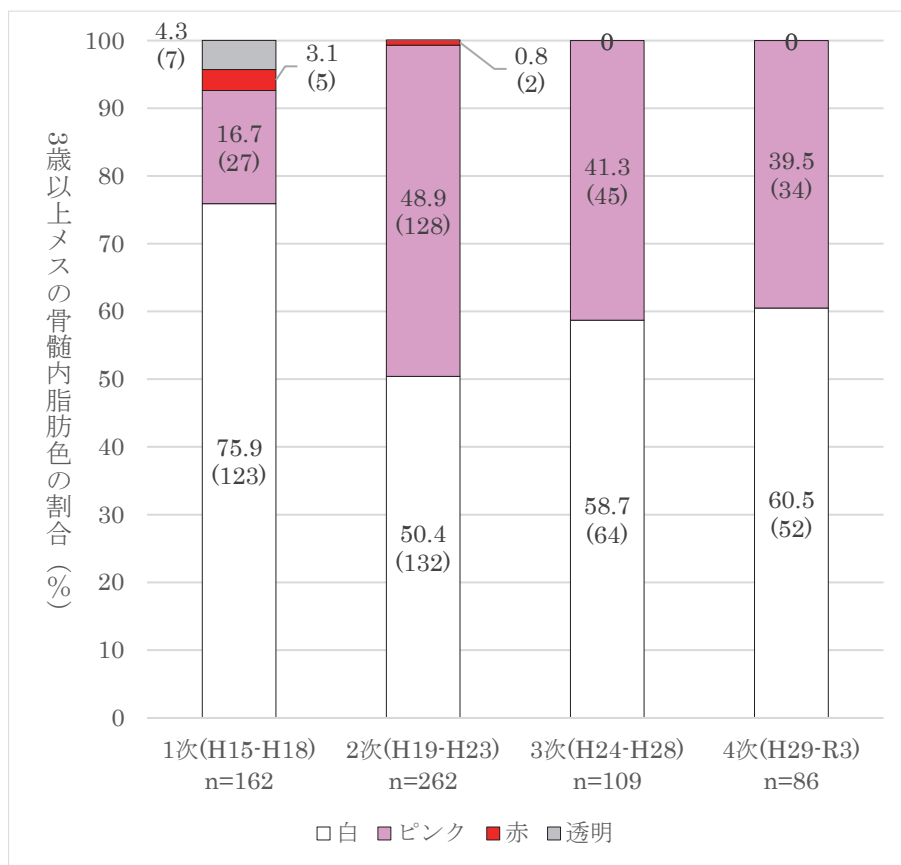


図7 各計画期間における3歳以上メスの骨髄内脂肪色の割合 (%)
 ※図中数字は割合、() は骨髄内脂肪色を確認した個体数、nはサンプル数を表す

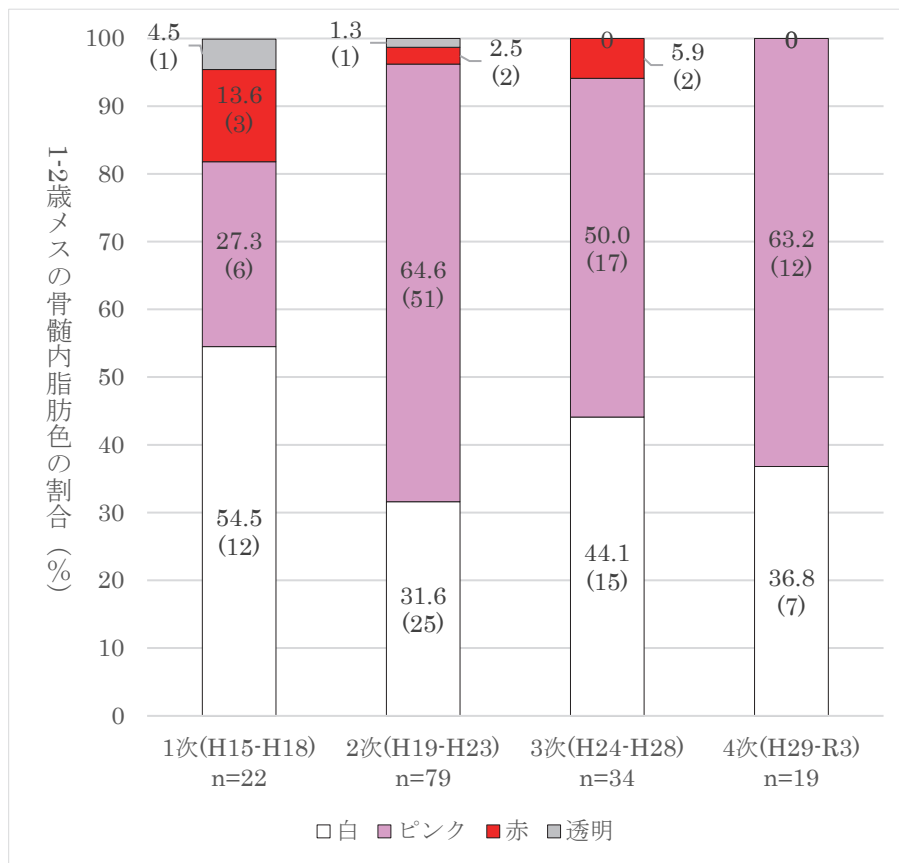


図8 各計画期間における1-2歳メスの骨髄内脂肪色の割合(%)
 ※図中数字は割合、()は骨髄内脂肪色を確認した個体数、nはサンプル数を表す

お、シカの腎臓周囲の脂肪量は秋以降春にかけて減少するため(古林ら1997)、本調査データは、脂肪量が減少した時期の腎脂肪率を分析していることになる。

(3) 骨髄内脂肪色の割合

計画期間ごとの3歳以上(成獣)の骨髄内脂肪色の割合を図7に示した。1次計画と比較して2次計画以降は、極端に悪い栄養状態を示す赤や透明の割合が減少し、3次計画以降は赤や透明の個体が確認されなくなった。2次計画以降、1次計画より白の割合が減少しピンクの割合が増加しているが、確認者の習熟度に差がある場合や確認時に血液が付着していると、白とピンクの判別が難しいことも影響している可能性があり、単純な比較はできないと考える。

また、1-2歳(亜成獣)の骨髄内脂肪色の割合(図8)をみると、1次計画では赤や透明の個体割合が18%に達した。若齢個体は成獣個体よりも栄養的ストレスを受けやすい(横山ほか2003)ため、成獣

個体と比較して高い割合となっている。2次計画以降は成獣個体と同様に赤や透明の割合が減少しており、シカ個体群の栄養状況が改善している可能性がある。

(4) 第一切歯の磨滅率

査定年齢と第一切歯の磨滅率との関係を図9に示した。丹沢山地については、10歳以下の年齢では、1次計画と比較してどの計画期間でも磨滅率は低かった。シカの切歯は採食により徐々に磨滅していくが(高槻1998)、枝や樹皮、ササといった磨滅の原因となる硬質の食物の採食頻度が減少した可能性が考えられた。

また、箱根山地の捕獲個体は、丹沢山地の捕獲個体よりも磨滅率が低かった。これは、箱根山地では、樹皮等の硬質の植物の採食頻度が丹沢山地より少ないことを示唆していると考えられた。

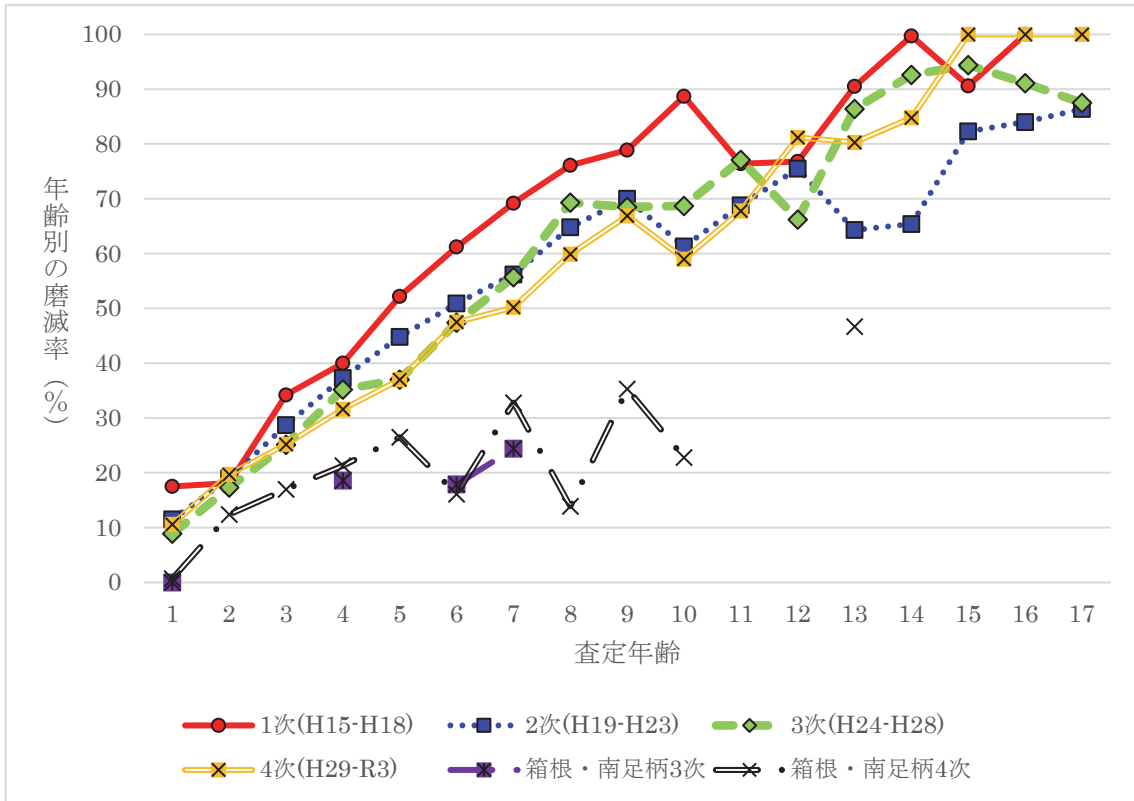


図9 各計画期間における年齢別の磨滅率の平均値 (%)

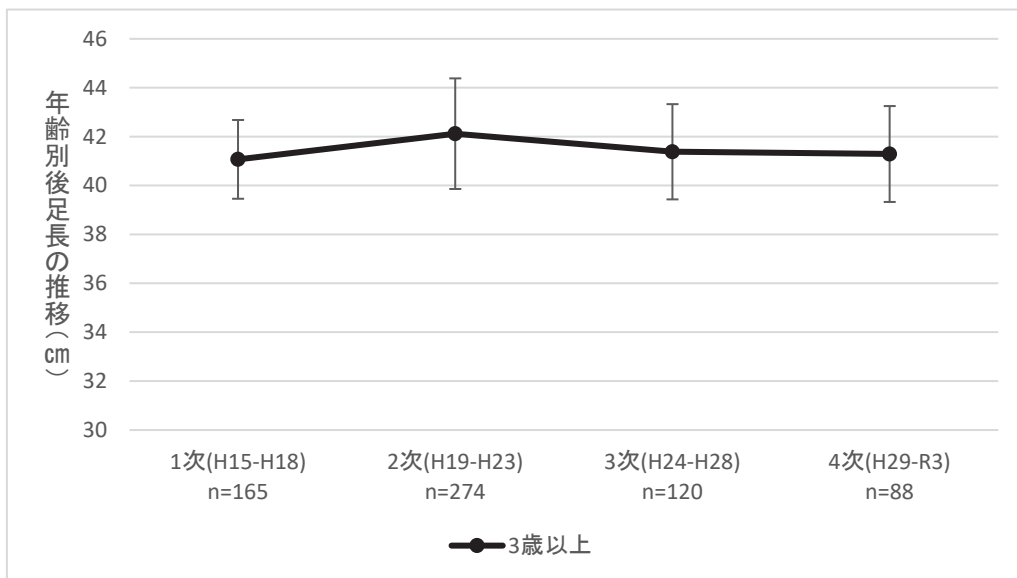


図10 各計画期間における3歳以上メスの全長平均値の推移 (cm)
 ※図中エラーバーは標準偏差を表す ※n数はサンプル数を表す

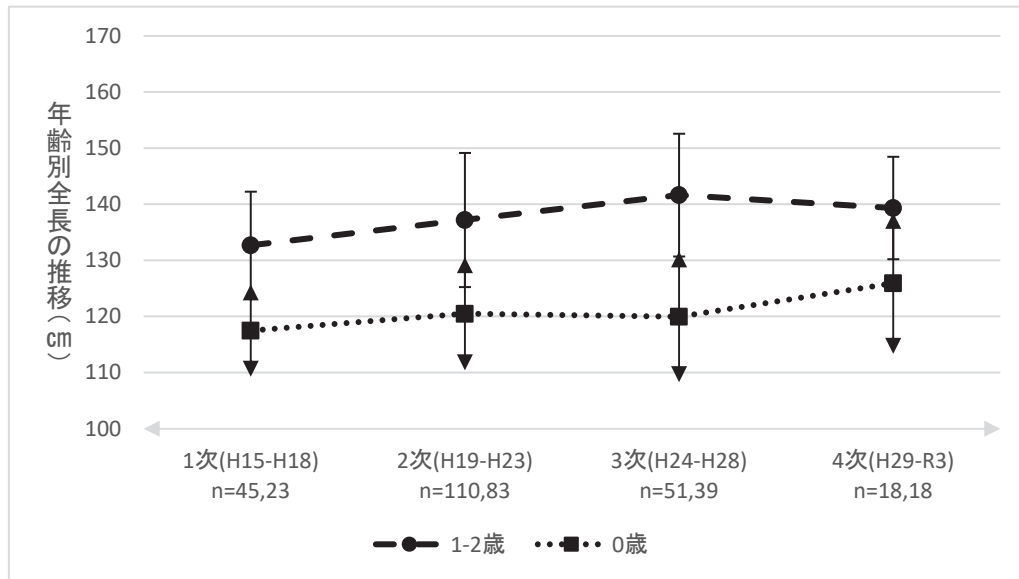


図11 各計画期間における1-2歳、0歳メスの全長平均値の推移 (cm)
 ※図中エラーバーは標準偏差を表す ※n数は左から、1-2歳、0歳のサンプル数を表す

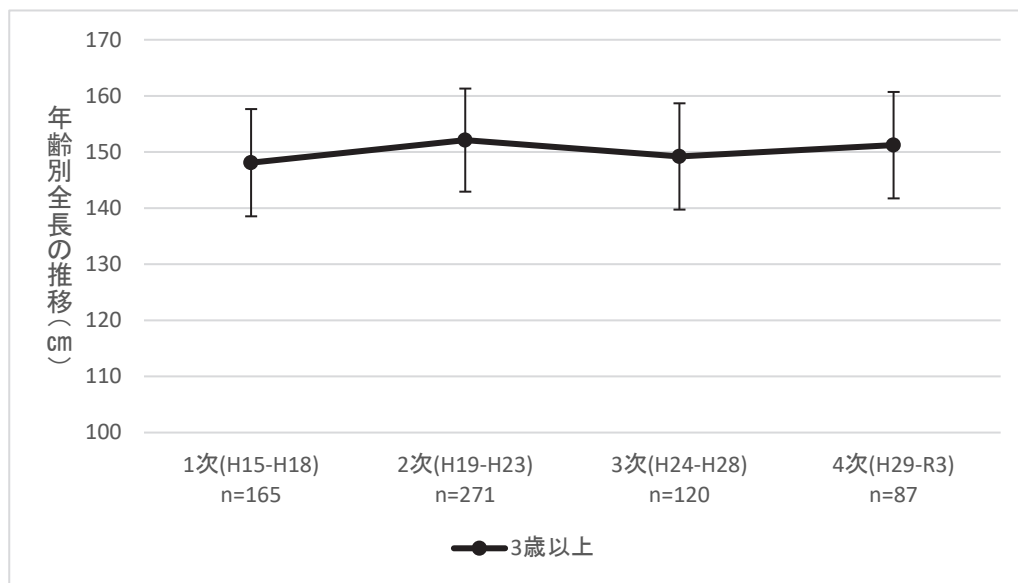


図12 各計画期間における3歳以上メスの年齢別後足長の平均値の推移 (cm)
 ※図中エラーバーは標準偏差を表す ※n数はサンプル数を表す

(5) 全長と後足長

3歳以上(成獣)、1-2歳(亜成獣)と0歳(幼獣)の各計画期間の全長の平均値を図10及び図11に、後足長の平均値を図12及び図13に示した。1次計画と比較して、3次計画の3歳以上(成獣)の全長は変化がなかったが、1-2歳(亜成獣)、0歳(幼獣)についてはやや数値が大きくなる傾向が認められた。後足長についてはいずれの年齢区分でも各計画期間の数値に顕著な差は見られなかった。シカはその生息状況によって体格の変化があることが知られ

ており(高槻1998;山根1999;横山2000)、本報告では1-2歳(亜成獣)や0歳(幼獣)の体格がやや大きくなる傾向がみられた。

4 まとめ

捕獲個体から得られたデータから、1次計画と比較して、2次計画以降の3歳以上(成獣)について「妊娠率の改善・安定」、「腎脂肪率の上昇」、「極端な栄養状態悪化を示す骨髄内脂肪色の個体割合の減少」、

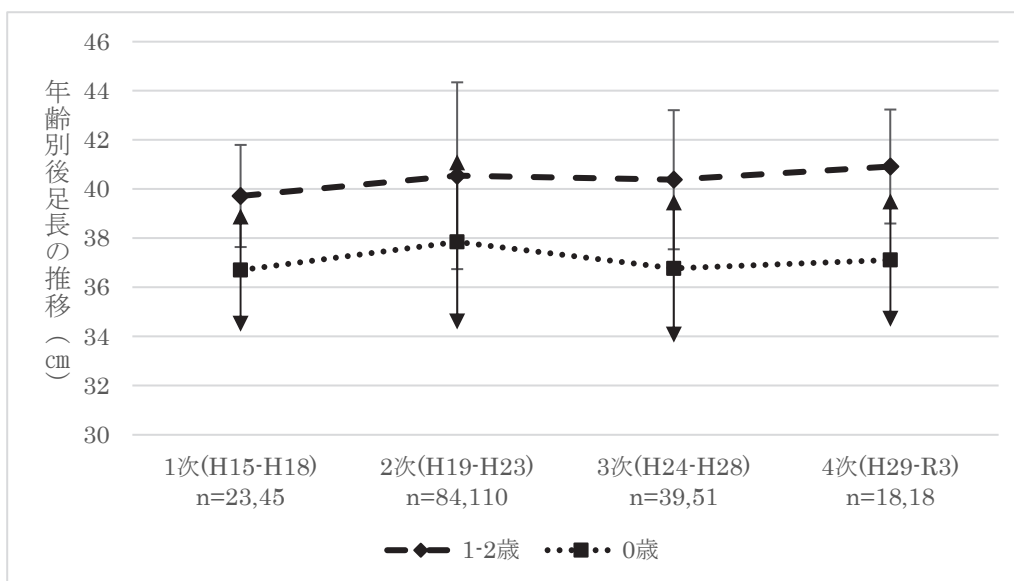


図 13 各計画期間における 1-2 歳, 0 歳メスの年齢別後足長の平均値の推移 (cm)
 ※ 図中エラーバーは標準偏差を表す ※ n 数は左から、1-2 歳, 0 歳のサンプル数を表す

「歯の磨滅率の低下」傾向がみられた。これらの結果から、栄養状態が改善傾向にある可能性はある。ただし他地域では、成獣の妊娠率が 90 ~ 100% に達する場合がある (横山ら 2003、鈴木ら 2015) ことと比べると、丹沢山地の地域個体群は、個体数の増加ポテンシャルが顕著に高い状態にある訳ではないと考えられる。

4 次計画までの取り組みにより、県管理捕獲実施地での密度低下などの成果が見られるものの、目標とする生息密度に達したところは少なく、植生回復した地域は部分的であり、種組成の回復や更新木の成長も低調である (神奈川県 2023)。計画の目標である、「生物多様性の保全」と「丹沢地域個体群の安定的存続」のためには、シカの生息状況や植生の状況とあわせて個体群の質を把握しつつ、保護管理を実施する必要があることから、引き続きモニタリングを継続する必要があると考える。

5 謝辞

本調査を実施するにあたり、神奈川県猟友会の会員の方々、ワイルドライフレンジャー等、管理捕獲従事者の方々にはサンプルの収集、保管等にあたってご協力いただいた。ここに記して深く感謝の意を表します。

6 参考文献

馬場重尚・末次加代子・池谷智志・永田幸志・藤森博英 (2013) 第 1 次および第 2 次神奈川県ニホンジカ保護管理計画期間におけるニホンジカ個体群の質的变化

古林賢恒・山根正伸・羽山伸一・羽太博樹・岩岡理樹・白石利郎・皆川康雄・佐々木美弥子・永田幸志・三谷奈保・ヤコブ・ボルコフスキー・牧野佐絵子・藤上史子・牛沢理 (1997). ニホンジカの生態と保全生物学的研究. 319-421. 丹沢大山自然環境総合調査報告書.

石川烈・永井広野・永田幸志・町田直樹・石川信吾 (2023) 神奈川県ニホンジカ管理計画における生息状況モニタリング結果. 神奈川県自然環境保全センター報告 17 : 17-24

神奈川県 (2022) 令和 3 年度神奈川県ニホンジカ管理事業実施計画実績編 P3-P6 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課

神奈川県 (2023) 第 5 次神奈川県ニホンジカ管理計画 . 3-8p, 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課

小林俊元・末次加代子・山根正伸・永田幸志・溝口暁子 (2008) 2006 年度神奈川県ニホンジカ保護管理事業におけるニホンジカ (Cervus nippon) 個体群調査報告 32p 神奈川県自然環境保全センター報告 第 5 号 神奈川県自然環境保全

センター

- Riny, T. (1955) Evaluating condition of free-ranging red deer (*Cervus elaphus*), with special reference to New Zealand. *N. Z. J. Sci. Tech.* 36 (Sect B) 5: 429-463
- 鈴木規慈・萩原妙子 (2015) 千葉県におけるニホンジカの捕獲状況および栄養状態モニタリング—2013 (平成 25) 年度— 13-14 千葉県生物多様性センター研究報告 9
- 高槻成紀 (1998.) 歯から読み取るシカの一生. 143pp. 岩波書店
- 山根正伸 (1999) 丹沢山地におけるニホンジカ個体群の栄養生態学的研究. 神奈川県森林研究所研究報告 26: 1-50
- 横山真弓・坂田宏志・濱崎伸一郎・三谷雅純・田中哲夫. 2003. 兵庫県におけるニホンジカ個体群の質的評価手法の検討—繁殖、植生、栄養状態の特性— . 29pp, 人と自然

丹沢山地の鳥獣保護区に生息するニホンジカの行動特性

姜 兆文*・永田 幸志**,***・羽根田 貴行*・永井 広野**,****・
町田 直樹**,*****・今井 駿輔*****・山田 雄作*,*****

(所属は末尾に記載)

The activity characteristics of sika deer in wildlife protected areas in the Tanzawa Mountains

Jiang, Zhao-Wen, Koji Nagata, Takayuki Haneda, Koya Nagai,
Naoki Machida, Shunsuke Imai, Yusaku Yamada

要 旨

効果的かつ科学的にニホンジカ *Cervus nippon* (以下、シカ) を管理するため、2008 年から 2022 年にかけて丹沢山地の鳥獣保護区内にシカ 42 頭 (メス 33、オス 9) に GPS 首輪を装着し、追跡調査を行った。シカの移動パターンは定住型 (27 頭)、季節移動型 (12 頭)、分散型 (2 頭)、混合季節移動型 (1 頭) の 4 つに分けられ、定住型の割合が高かった。シカの季節的な移動は主に 1-5 月、9-11 月に見られた。季節移動型シカが移動する距離は平均 6.1km であった。年間の集中的な (50%) 活動範囲 (以下、コアエリア) と主な (90%) 活動範囲 (以下、行動圏) の平均面積は 1.126 km² と 4.191 km² で、分散型 > 季節移動型 > 混合季節移動型 > 定住型の順で減少する傾向であった。定住型シカのコアエリアと行動圏面積はオスでは年齢とともに増加する傾向があり、メスでは亜成獣より成獣の行動範囲が小さかった。狩猟可能区域から鳥獣保護区への移動は狩猟開始時期に集中することから、狩猟の影響が季節移動の一因と考えられた。

1 はじめに

丹沢山地のニホンジカ *Cervus nippon* (以下、シカ) は、人為的な環境変化により平野部から山地へと分布域が変化したことが明らかにされている。その後、標高の高い地域の鳥獣保護区内を中心に高密度化し、自然植生に強い影響を与えていることが明らかにされた (山根ら 2007、Takeshita et al. 2016)。

シカによる過度な採食圧は人工林のスギ *Cryptomeria japonica* やヒノキ *Chamaecyparis obtusa* の剥皮被害にとどまらず、広葉樹林においても、下層植生の衰退、剥皮による樹木の枯死といった森林全体への悪影響が顕著にみられ、森林の更新を阻害している可能性が指摘されている (Tamura and Yamane 2017)。さらに、今後、シカによる下層植生の衰退が表土の流失を引き起こし (Wakahara et

al. 2008)、森林の生物多様性を急速に低下させることも懸念されている (山根ら 2007)。過去 30 年以上シカの分布拡大と高密度化とともに重要な食物資源であるササの被度の低下は東丹沢から中央部と西部まで拡大し、ササの被度が 50% 以上の場所は主稜線部に限られている (山根ら 2007、勝山 2012)。

これらの課題解決に向けて効果的・効率的かつ科学的なシカ管理を実施するためには、対象とする地域個体群の行動の特徴を知ることが重要である。そこで本稿では、丹沢山地におけるシカの行動特性を把握するため、鳥獣保護区に生息するシカに装着された GPS (Global Positioning System) 首輪に蓄積された測位データを解析し、4 種類に類型化された移動パターンのそれぞれの特徴を明らかにした。なお、本稿は著者が執筆した Jiang et al. (2022) の一部を日本語で解説するものである。

2 材料と方法

(1) 調査地域

丹沢山地は、関東地方西南部に位置する神奈川県
の北西部に広がる山地である。最高峰の蛭ヶ岳が標
高1,673mであり、尾根と谷沢が成す地形は複雑で
ある。丹沢山地の南西部は山梨県と静岡県との県境
部になり、山地の南西端から西方向に延びる尾根は
籠坂峠を経由して富士山（標高3,776m）へと連なる。
鍋割山（標高1,272m）で観測された月平均気温は
-2.4-19.1℃である。積雪深は年次変化が大きく、
標高1,300m以上の北斜面を除いて、根雪は平均
50cmより深くなることはほとんどない（山根ら
1997）。

丹沢山地の植生は、標高700～800m付近を境に
して、それより上部はブナ *Fagus crenata*、ミズナ
ラ *Quercus crispula*、カエデ類 *Acer spp.* などの
落葉広葉樹林になり、それ以下ではシイ・カシ帯に
位置し、スギ・ヒノキの植林地が広く分布している
（山根ら1997、勝山2012）。

丹沢山地では標高の高い山頂や稜線域を中心に広
い範囲が鳥獣保護区に指定され、狩猟が禁止されて
いる。鳥獣保護区外の狩猟が可能な地区では、11
月15日から翌年2月末日までシカの狩猟が実施さ
れている。

(2) 追跡調査の方法

丹沢山地の鳥獣保護区内で、シカ62頭にGPS首
輪を装着し、そのなかで半年以上追跡できた42頭
（表1、2）を解析対象とした。調査に使用したGPS
首輪はLotek3300（Lotek社）、Tellus（Folowit AB
社）、GPS PlusとVertex Plus（Vectronic社）、
GLT-01（サーキットデザイン社）の5種類であった。

調査期間は2008年12月から2022年1月であり、
個体ごとの追跡期間は196～729日であった（表2）。
GPS首輪の測位インターバルは1時間あるいは2時
間を設定した。取得された測位データは首輪のメモ
リに蓄積され、通信用ターミナルを用いて遠隔から
ダウンロードするか、首輪を回収した後パソコンを
用いてダウンロードした。取得した全ての測位デー
タは図1に示した。

(3) 移動パターンの類型化

シカの移動パターンは、ある時点のシカの位置か
ら、その後の各時点におけるシカの位置間の直線距
離の2乗であるNet Squared Displacement (NSD)
の1年間の時間変化パターンより、季節移動型、混
合季節移動型、分散型、定住型および遊動型の5つ
の移動パターン（Bunnfeld et al. 2011）に類型
化した（図2）。この手法はヘラジカ (*Alces alces*)
やノロジカ (*Capreolus Capreolus*)、モウコガゼル
(*Procapra gutturosa*) などの移動性大型有蹄類の
移動型の分類に広く用いられている（Bunnfeld
et al. 2011、Mysterud et al. 2011、Singh et
al. 2016、Imai et al. 2019）。5つの移動パター
ンは以下の各モデル式で表される。

季節移動型は式(1)で示されたダブルシグモイド
型のモデルで、年間を通して2ヶ所を利用し、1年
後に同じ場所に帰ってくることを表している。

$$NSD = \frac{\delta}{1 + \exp\left(\frac{\theta s - t}{\phi s}\right)} + \frac{-\delta}{1 + \exp\left(\frac{\theta a - t}{\phi a}\right)} \quad (1)$$

混合季節移動型は式(2)で示されたダブルシグモ
イド型のモデルで、季節移動型と同じく移動期、定
住期はあるが1年後に同じ場所には帰ってこない。

$$NSD = \frac{\delta s}{1 + \exp\left(\frac{\theta s - t}{\phi s}\right)} + \frac{\delta a}{1 + \exp\left(\frac{\theta a - t}{\phi a}\right)} \quad (2)$$

表1 首輪装着したシカの性別年齢の構成（Jiang et al. 2022より改変）

性別	年齢区分	年齢(才)	頭数	割合(%)	主な特性
♀	幼	<1	1	2.4	母親と一緒に行動
	亜	1~2	5	11.9	母親から離れることができる
	成	>2	27	64.3	母親の群れで止まるか、独立するか
♀小計			33	78.6	
♂	幼	<1	1	2.4	母親と一緒に行動
	亜	1~3	1	2.4	母親から離れ、分散することが可能
	成	>3	7	16.7	自分のテリトリーを形成し始める
♂小計			9	21.4	
総計			42	100	

表2 首輪装着したシカの追跡状況の概要 (Jiang et al. 2022 より改変)

個体番号	性別	年齢	追跡開始日	追跡月																								追跡終了日	追跡日数			
				10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9			10	11	12
Y0801	♀	4	12/19/2008																												9/30/2009	286
Y0901	♂	5.5	11/30/2009																												11/30/2010	366
Y0902	♀	3.5	12/3/2009																											6/16/2010	196	
Y1002	♀	4	11/2/2010																											10/31/2011	364	
Y1003	♀	1.5	4/27/2011																											2/17/2012	297	
L1101	♀	7	7/12/2011																											1/17/2012	190	
1102	♀	3.5	12/8/2011																											9/23/2012	291	
1103	♀	4.5	12/8/2011																											1/20/2013	410	
L1102	♂	4.5	12/20/2011																											12/3/2012	350	
L1104	♀	0.5	12/22/2011																											10/18/2012	302	
1106	♀	7.5	2/8/2012																											2/10/2013	369	
1107	♀	5.5	2/10/2012																											2/7/2014	729	
1108	♂	1.5	2/24/2012																											9/24/2012	214	
1202	♀	3.5	3/6/2013																											5/7/2014	428	
1301	♀	4.5	1/21/2014																											12/20/2014	334	
1303	♀	3.5	1/28/2014																											10/19/2014	265	
1306	♀	8	2/13/2014																											8/27/2015	561	
1307	♀	6.5	3/3/2014																											10/28/2014	240	
1401	♂	4	11/27/2014																											11/22/2016	727	
1402	♀	9	11/28/2014																											2/15/2016	445	
1403	♀	2	12/8/2014																											11/11/2016	705	
1404	♀	1.5	12/11/2014																											12/8/2016	729	
1405	♀	1.5	12/17/2014																											12/14/2016	729	
1406	♀	5	12/18/2014																											7/5/2015	200	
1407	♀	4	12/19/2014																											1/26/2016	404	
1501	♀	1	10/20/2015																											10/17/2017	729	
1503	♀	10	10/23/2015																											1/8/2017	444	
1504	♂	5	10/29/2015																											11/24/2016	393	
1505	♀	2	10/29/2015																											10/6/2016	344	
1506	♂	6	1/25/2016																											12/18/2016	329	
1601	♀	3	2/1/2017																											2/14/2018	379	
1602	♀	3	2/2/2017																											1/31/2019	729	
1702	♂	5	1/19/2018																											8/15/2019	574	
1703	♀	4	2/21/2018																											3/19/2019	392	
1704	♀	1	2/21/2018																											2/17/2020	727	
1801	♀	3	11/21/2018																											10/7/2020	687	
1802	♀	6	1/19/2019																											10/6/2020	627	
1804	♀	4	1/10/2019																											10/3/2020	633	
1805	♂	0.5	2/1/2019																											10/6/2020	614	
1806	♂	9	2/14/2019																											10/6/2020	601	
1901	♀	6	1/10/2020																											1/7/2022	729	
1904	♀	2	1/23/2020																											10/7/2020	259	

分散型は式 (3) で示されたシグモイド型のモデルで、一度移動して、生息地点から離れると元の位置に戻らなく、そのまま定住する。

$$NSD = \frac{\delta}{1 + \exp\left(\frac{\theta - t}{\phi}\right)} \quad (3)$$

式 (1)、(2)、(3) には δ はグラフの高さ (移動距離)、 θ はグラフの高さが 1/2 に達する日数 (時間)、 ϕ はグラフの高さが 1/2 から 3/4 になるまでの日数、 ϕ_a はグラフの高さが 1/2 から 1/4 になるまでの日数、 t は始点からの日数を表す。式 (3) の ϕ はグラフの高さが 1/2 から 3/4 に達するまでの日数を表す。

定住型は式 (4) で示された直線のモデルで、年間

を通して 1ヶ所を利用し、あまり移動しない。 c は定数を表す。NSD は時間の変化による影響を受けず一定の値を取る。

$$NSD = c \quad (4)$$

遊動型は式 (5) で示された一次直線のモデル。移動する方向を確定しない。 β は直線の傾き、 t は始点からの日数を表している。始点からの距離が徐々に大きくなる。

$$NSD = \beta \times t \quad (5)$$

解析には各個体の 1 年ごとの追跡データを用いて、個体ごとに 5 つのモデル式のパラメータを非線

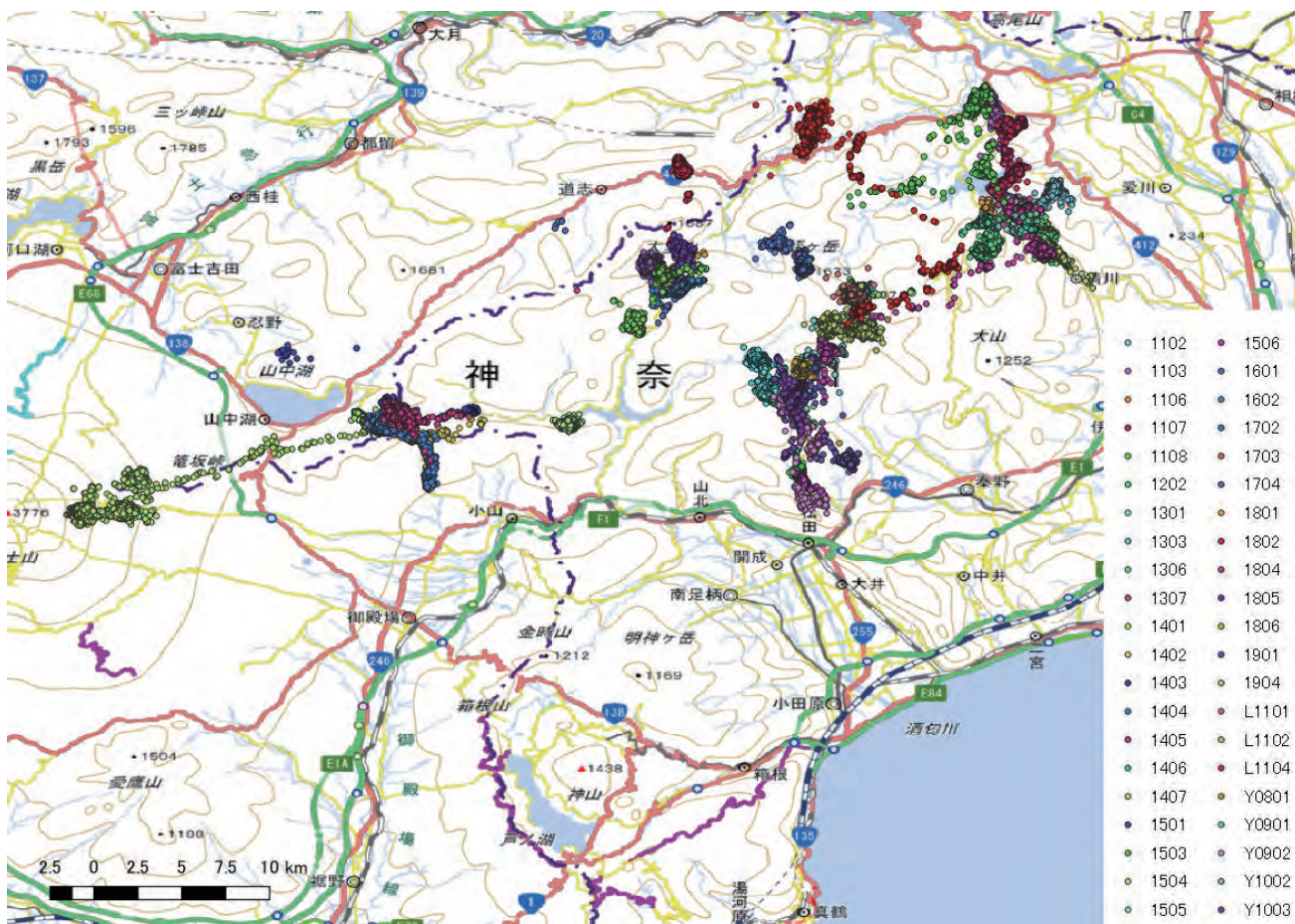


図 1 調査地と追跡したシカ 42 頭の測位地点 (Jiang et al. 2022 より改変)

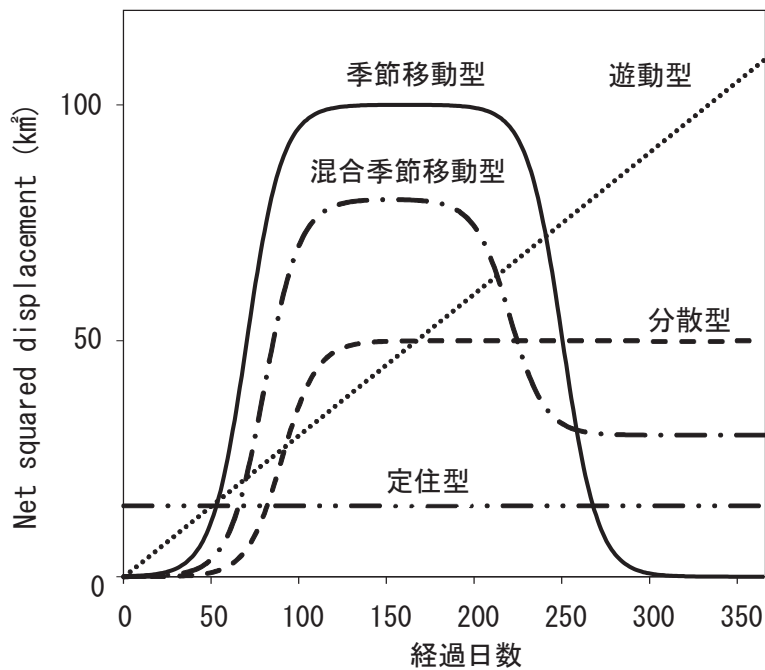


図 2 5 つの移動パターンにおける NSD の時間変化の概念図 (Bunnefeld et al. 2011 より変化)

形最小二乗法により推定し、AIC が最小となるモデル式が意味する移動パターンを各個体の移動パターンとみなした。なお、追跡日数 390 日以上の追跡期間の年間区分には追跡開始日から 365 日まで 1 年目とし、追跡終了日から遡って 365 日までを 2 年目として分析に用いた。

(4) 行動域解析

シカが特定の期間に集中利用する場所の面積と活動範囲を明らかにするため、統計ソフト R (R Ver. 3.4.3 Core Team 2017) の AdehabitatHR パッケージを用いて、固定カーネル法 (Worton 1989) で追跡期間の主な活動範囲である 90% カーネルを行動圏 (行動範囲) と集中的に利用する範囲である 50% カーネルをコアエリア (集中利用生息地) として算出した。固定カーネル法では、取得された測位地点数、また測位点の空間的な分布が行動域の算出結果に大きな影響を与えるので、測位地点数が 100 未満及び解析対象期間の 1/2 未満 (年間の解析では 6 ヶ月未満、季節の解析では 45 日未満) の個体は解析対象外とした。

定住型シカについては、季節・性別・年齢と行動域との関係を解析した。季節の区分は丹沢山地の植物フェノロジーを考慮し、冬を 12 ~ 2 月、春を 3 ~ 5 月、夏を 6 ~ 8 月、秋を 9 ~ 11 月とした。解析に使用した「年」の区切りは季節の区分を考慮し、12 月を始まりとした。追跡期間が 1 年未満のシカは、全追跡期間の行動域を年間値とした。

季節移動型シカについては、季節・性別に加えて、狩猟の捕獲圧におけるシカの季節移動に対する影響を明らかにするため、移動先の土地利用規制 (鳥獣保護区と狩猟可能区域) と行動域との関係を解析した。解析の際、季節移動型シカでは個体ごとに冬と夏の生息地にいる期間の測位データを用いて、移動中の測位データは除外した。移動期間は移動開始の

測位点と移動終了の測位点までの間の期間とした。滞在期間は移動終了の測位点と移動開始の測位点までの間の期間とした。移動距離は、移動パターンモデルで推定されたパラメータから算出した。該当するパラメータは季節移動型 (式 1) と分散型 (式 3) の δ 、混合移動型 (式 2) の δ_s と δ_a である。

シカの行動域と鳥獣保護区の面積重複の割合を算出した。また、シカが猟期の開始時期の前後 (狩猟開始の前後各 1 ヶ月間、合計 2 ヶ月間) に鳥獣保護区外から鳥獣保護区へ移動するかどうかを検討した。

4 結果と考察

(1) 移動パターンの特徴

調査個体の移動パターンは、定住型 (27 頭)、季節移動型 (12 頭)、分散型 (2 頭)、混合季節移動型 (1 頭) の 4 つに分類された (表 3、図 3、4)。遊動型は確認されなかった。約 2 年間追跡した 14 頭については、年により移動パターンが変化した個体はみられず、8 頭が定住型、6 頭が季節移動型 (図 3) であった。定住型が最も多く、全頭数に占めた割合は 64.3% になった。次いで季節移動型が 28.6% であった。分散型と混合季節移動型と共に割合は 5% 以下であった (表 3)。なお、分散型の 2 個体は測位期間が 1 年に満たなかったが、追跡開始から概ね 1 年後に離れた地点で生息を確認し、2 個体とも元の位置に戻らなかったことから分散型とみなした。具体的には、丹沢山頂上で首輪を装着した個体 L1104 の追跡期間は 10 ヶ月であったが、追跡開始 1 年後に捕獲地点から 9.5km 離れた奥相模湖道志ダム東側にある天神隧道の南側で首輪を回収した。また、宮ヶ瀬湖東岸で首輪を装着した個体 1108 の追跡期間は 8 ヶ月であったが、追跡開始 1 年半後に捕獲地点から 18.1km 離れた陣馬山周辺に撮影された。

表 3 性別・年齢におけるシカの移動パターンの内訳 (Jiang et al. 2022 より改変)

区分 性別 移動パターン	頭数								割合 (%)								総計 (%)	
	♀				♂				♀内				♂内					
	幼	亜	成	小計	幼	亜	成	小計	幼	亜	成	小計	幼	亜	成	小計		
季節移動型	-	-	8	8	-	-	4	4	12	-	-	24.2	24.2	-	-	44.4	44.4	28.6
混合季節移動型	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	11.1	11.1	2.4
定住型	-	5	19	24	1	-	2	3	27	-	15.2	57.6	72.7	11.1	-	22.2	33.3	64.3
分散型	1	-	-	1	-	1	-	1	2	3.0	-	-	3.0	-	11.1	-	11.1	4.8
総計	1	5	27	33	1	1	7	9	42	3.0	15.2	81.8	100	11.1	11.1	77.8	100	100

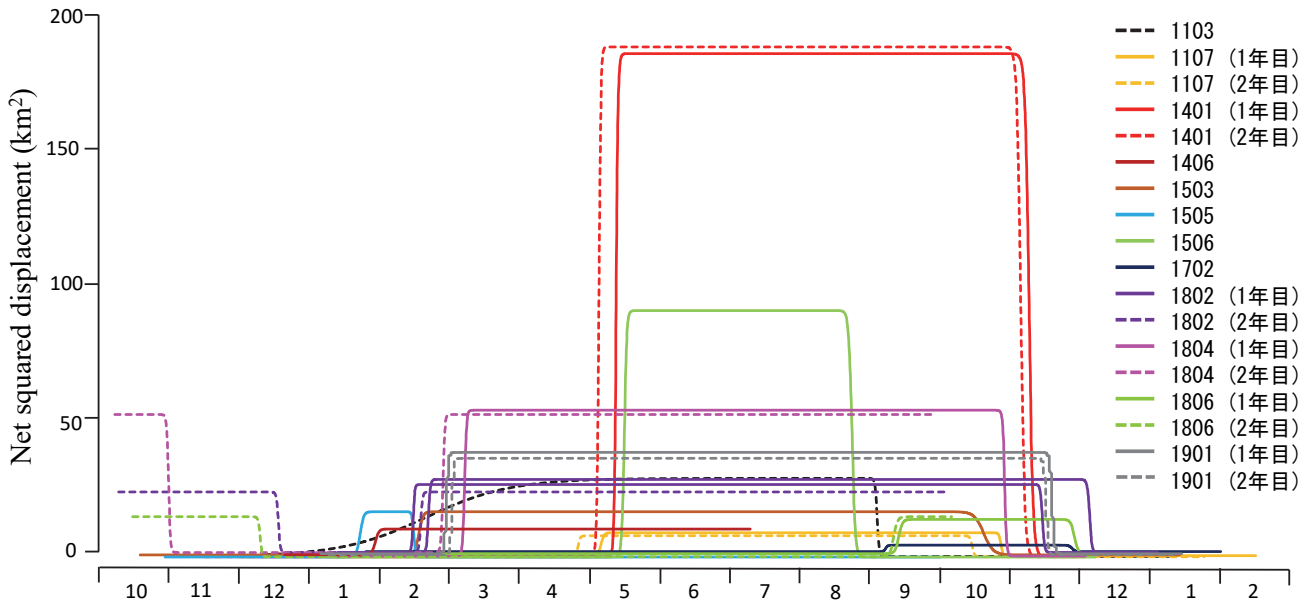


図3 季節移動型シカの移動曲線特徴 (Jiang et al. 2022 より改変)

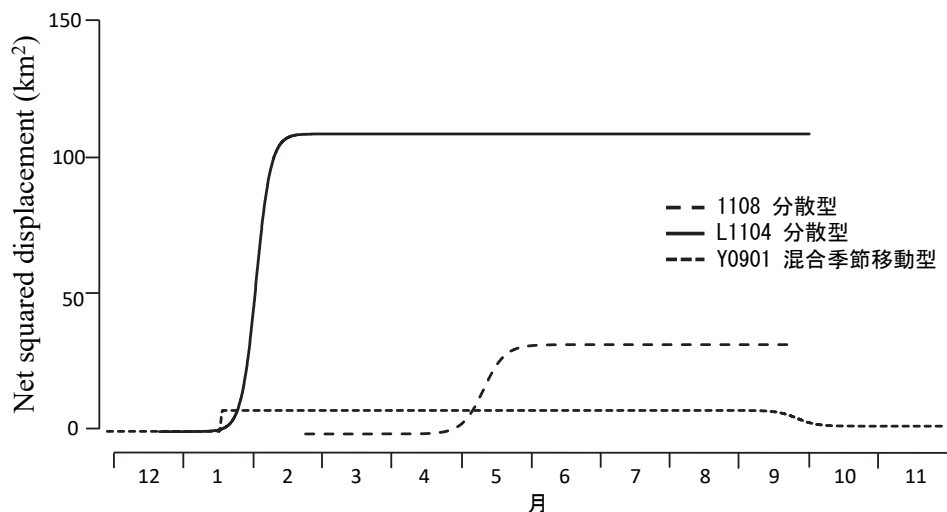


図4 分散型と混合季節移動型シカの移動曲線特徴 (Jiang et al. 2022 より変化)

丹沢山地ではシカの移動パターンとして定住型 (Borkowsk 1996 ; 永田 2005) が報告されている。Borkowsk (1996) の調査結果によれば、丹沢山周辺のシカは2年間ササ群落に執着し、他の地域への移動は見られなかった。永田 (2005) は丹沢山地札掛地区にも10年間追跡した5頭シカは全部定住個体であった。本研究でも定住型が最も多い結果となったが、定住型以外が3割近くを占めた点はBorkowski (1996) や永田 (2005) とは異なった。

移動パターンにおける性別ごとの割合は、メスは定住型72.7%、季節移動型24.2%、分散型3.0%だった (表3)。オスは定住型33.3%、季節移動型44.4%、混合季節移動型11.1%、分散型11.1%だった。メスには定住型が最も多く、オスには季節移動

型が最も多く、メスの定住型の割合はオスより高く、オスの季節移動型の割合はメスより高かった (表3)。オスは繁殖活動に伴い交尾期に行動域を変化させる事例が報告されており (Loe et al. 2005、Jesmer et al. 2018)、本調査でも交尾期に移動するオスがいたことが、オスのなかで季節移動型の割合が高かった要因の一つと考えられた。また、分散型は亜成獣オスが1頭、幼獣メスが1頭、混合季節移動型は成獣オス1頭であった (表3)。分散型は若齢個体について報告される事例が多く (Ballard et al. 1991、山崎・古林 1995、Takii et al. 2012b、Peterson et al. 2017)、本調査で確認した分散型個体2頭も若齢の個体であり、今までの報告と同様の傾向となった。

(2) 年間行動域の特徴

年間のコアエリアと行動圏の面積は全個体平均で 1.126 km²と 4.191 km²だった(表4)。行動域の広さは、分散型、季節移動型、混合季節移動型、定住型の順で小さくなる傾向があった(表4、図5)。年間の行動域が重なるシカがいることが確認され、異なる移動パターンのシカが同じ地域内で混在していることが明らかになった(図5)。

季節移動型では、年間の行動域の平均面積は成獣オスの方が成獣メスより大きく、コアエリアで4.7倍、行動圏で4.5倍の差があった(表5)。定住型でも、年間の行動域の平均面積は成獣オスの方が成獣メスより大きく、コアエリアで1.7倍、行動圏で1.5倍の差があった(表5)。シカ類(アカシカ *Cervus elaphus*、オジロジカ *Odocoileus virginianus*)では、オスの行動域がメスよりも大きくなることが指摘されており(Mysterud et al. 2001, Kilpatrick

表4 移動パターンごとシカの年間行動域 (km²) (Jiang et al. 2022 より改変)

移動パターン	コアエリア (km ²)		行動圏 (km ²)		n
	平均	SD	平均	SD	
季節移動型	2.891	4.860	10.275	16.266	21
混合季節移動型	0.469	-	2.656	-	1
定住型	0.192	0.158	0.759	0.723	43
分散型	2.989	0.279	14.866	0.797	2
総計	1.126	3.011	4.191	10.290	67

n.1年以上追跡した個体を含めた行動域データの数

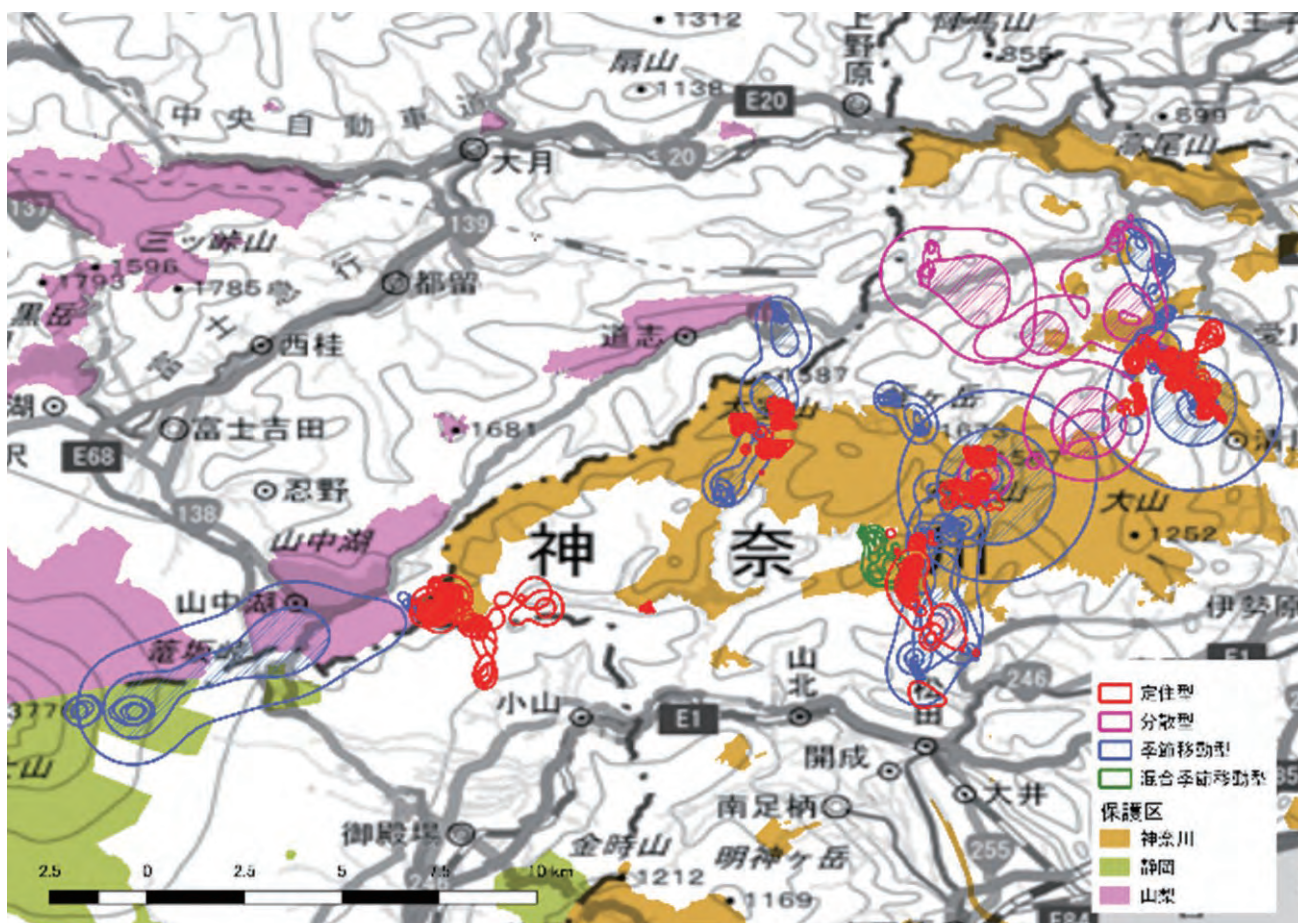


図5 シカ全個体の年間行動域と鳥獣保護区との重複状況 (Jiang et al. 2022 より改変)

表5 移動パターンごとの性別・年齢別シカの年間行動域 (km²) (Jiang et al. 2022 より改変)

移動パターン・性別	コアエリア (km ²)						行動圏 (km ²)						n		
	平均			SD			平均			SD					
	幼	亜	成	幼	亜	成	幼	亜	成	幼	亜	成	幼	亜	成
定住型	0.074	0.203	0.194	-	0.121	0.164	0.340	0.829	0.759	-	0.651	0.740	1	6	36
♀	-	0.225	0.183	-	0.122	0.165	-	0.902	0.729	-	0.690	0.753	-	5	33
♂	0.074	0.095	0.311	-	-	0.097	0.340	0.461	1.089	-	-	0.459	1	1	3
季節移動型	-	-	2.891	-	-	4.860	-	-	10.275	-	-	16.266	-	-	21
♀	-	-	1.292	-	-	0.828	-	-	4.772	-	-	2.875	-	-	14
♂	-	-	6.091	-	-	7.357	-	-	21.281	-	-	24.404	-	-	7
混合季節移動型	-	-	0.469	-	-	-	-	-	2.656	-	-	-	-	-	1
♂	-	-	0.469	-	-	-	-	-	2.656	-	-	-	-	-	1
分散型	2.710	3.268	-	-	-	-	14.069	15.662	-	-	-	-	1	1	-
♀	2.710	-	-	-	-	-	14.069	-	-	-	-	-	1	-	-
♂	-	3.268	-	-	-	-	-	15.662	-	-	-	-	-	1	-

n.1年以上追跡した個体の年齢区分の変化に合わせたデータを含めた行動域データの数

et al. 2001)、丹沢山地のシカでも同様の雌雄差がみられた。また、特定の地域に対する執着性が高いほど行動範囲が狭い傾向があり、メスはオスに比べて、行動域に対する執着性が強いことも行動域の差になる一因と考えられている (Cagnacci et al. 2011)。

(3) 定住型シカの特徴

季節別にみると、定住型の成獣メスの冬と春の行動域は大きく、夏に小さくなる傾向があった (表6、図6)。夏に行動域が小さくなる傾向はサンプル数が少ないながら成獣オスでもみられた (表6)。シカは、餌が豊富であれば狭い範囲でも十分の餌を得ることができる (Said et al. 2009、Morellet et al. 2013)。そのため、成獣の夏の行動域が最も小さいことは、夏の餌環境が他の季節に比べて最も豊富であることに起因している可能性が考えられる (Anderson et al. 2005、Said et al. 2009、Morellet et al. 2013)。

定住型の行動域面積は、年齢区分が上がるとオスでは増加し、メスでは亜成獣が成獣より広い傾向がみられた (表5)。メスの行動域が年齢とともに減少する現象はノロジカ (Said et al. 2009) とアカシカ (Reinecke et al. 2014) に確認され、オスの行動域が年齢とともに増加する現象はアカシカに確認された (Kropil et al. 2015)。これらの性差は、成長とともにメスとオスの異なる行動特性へと変化することに起因していると考えられる (Said et al. 2009、Kropil et al. 2015)。シカを含め、偶蹄類のメス、オスともに、生まれた後の約1年間は親とともに行動する。そして、オジロジカ (Lesage et al. 2000)、ノロジカ (Said et al. 2009)、アカシカ (Reinecke et al. 2014、Kropil et al. 2015) のように亜成獣になって、親と離れて行動することで行動域は大きくなると考えられる (山崎・古林 1995)。また、メスは成獣になると、年齢とともに学習と記憶によって決まった範囲で行動するようになり、その結果行動域は小さくなると考えられ

表6 定住型シカにおける季節・性別・年齢ごと行動域 (Jiang et al. 2022 より改変)

季節	コアエリア						行動圏						n			
	平均 (km ²)			標準偏差			平均 (km ²)			標準偏差						
	幼	亜	成	幼	亜	成	幼	亜	成	幼	亜	成	幼	亜	成	
♀	冬	-	0.394	0.185	-	0.270	0.221	-	2.047	0.785	-	1.749	1.089	-	3	25
	春	-	0.265	0.208	-	0.285	0.282	-	1.151	0.782	-	1.309	1.127	-	4	28
	夏	-	-	0.129	-	-	0.059	-	-	0.466	-	-	0.232	-	-	31
	秋	-	-	0.175	-	-	0.078	-	-	0.607	-	-	0.335	-	-	26
♂	冬	-	0.035	0.406	-	-	0.261	-	0.166	1.266	-	-	0.799	-	1	2
	春	0.08	0.108	0.266	-	-	0.008	0.304	0.418	0.931	-	-	0.058	1	1	2
	夏	-	0.070	0.155	-	0.028	0.022	-	0.256	0.473	-	0.097	0.055	-	2	2
	秋	-	0.104	0.386	-	0.000	0.000	-	0.368	1.705	-	-	-	-	1	1

n.1年以上追跡した個体の年齢区分の変化に合わせたデータを含めた行動域データの数

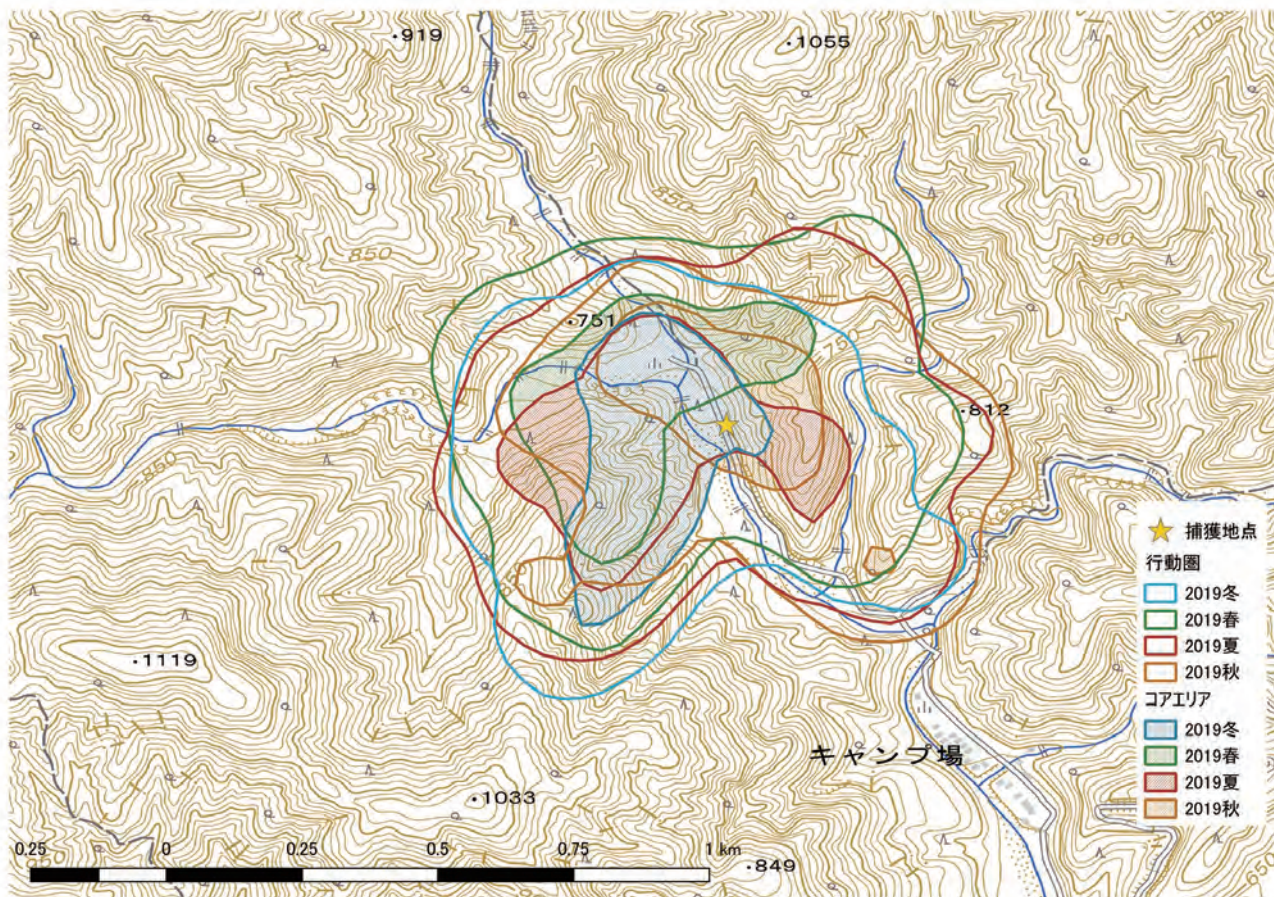


図6 定住型の成獣メス個体 1704 の生息地に対する執着性を示す季節行動域 (Jiang et al. 2022 より改変)

る (Said et al. 2009, Reinecke et al. 2014)。亜成獣のオスは親から離れ、適切な生息地を探索し、なわばりを確保するまで、行動範囲が拡大する傾向があり、その結果、成長とともに行動圏が大きくなったと考えられる (Lesage et al. 2000, Reinecke et al. 2014, Kropil et al. 2015)。

定住型シカは一年を通じてほとんど同じ場所を行動域として利用していた (図6)。鳥獣保護区内に生息するシカにGPS首輪を装着したため、定住シカの行動域と鳥獣保護区との重複率は季節にかかわら

ず概ね80%以上となった (表7)。

(3) 季節移動型シカの特徴

季節移動型では、夏と冬で異なる2ヶ所の行動域が形成された (図7)。生息地の標高は、夏に比べて冬のほうが高い個体が多かったが、冬のほうが低い個体もみられた (図8)。行動域の面積は夏の方が冬より大きく、オスの方がメスより大きい傾向があった (表8)。

表7 定住型シカの季節の行動域と鳥獣保護区との重複率 (%) (Jiang et al. 2022 より改変)

	冬		春		夏		秋	
	コアエリア	行動圏	コアエリア	行動圏	コアエリア	行動圏	コアエリア	行動圏
平均	85.1	82.0	79.7	80.5	86.0	86.5	87.3	87.5
標準偏差	31.0	27.9	34.1	28.3	31.3	25.7	28.5	24.0
最小	0.0	1.4	0.0	9.1	0.0	4.7	0.0	13.8
最大	100	100	100	100	100	100	100	100
n	46	45	38	37	36	35	38	37

n.1年以上追跡した個体の年齢区分の変化に合わせたデータを含めた行動域データの数

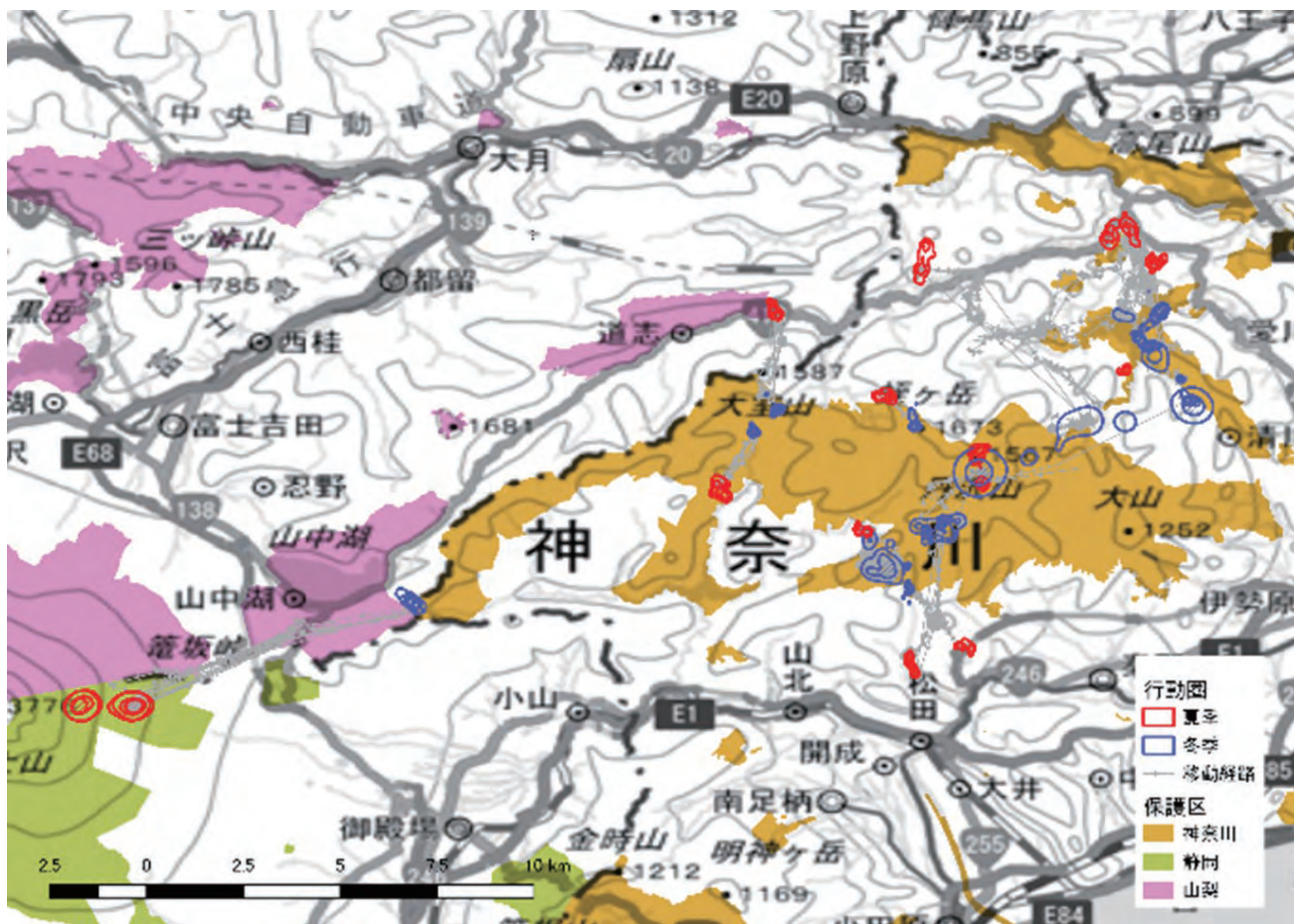


図7 移動型シカの夏と冬の行動域と鳥獣保護区 (Jiang et al. 2022 より改変)

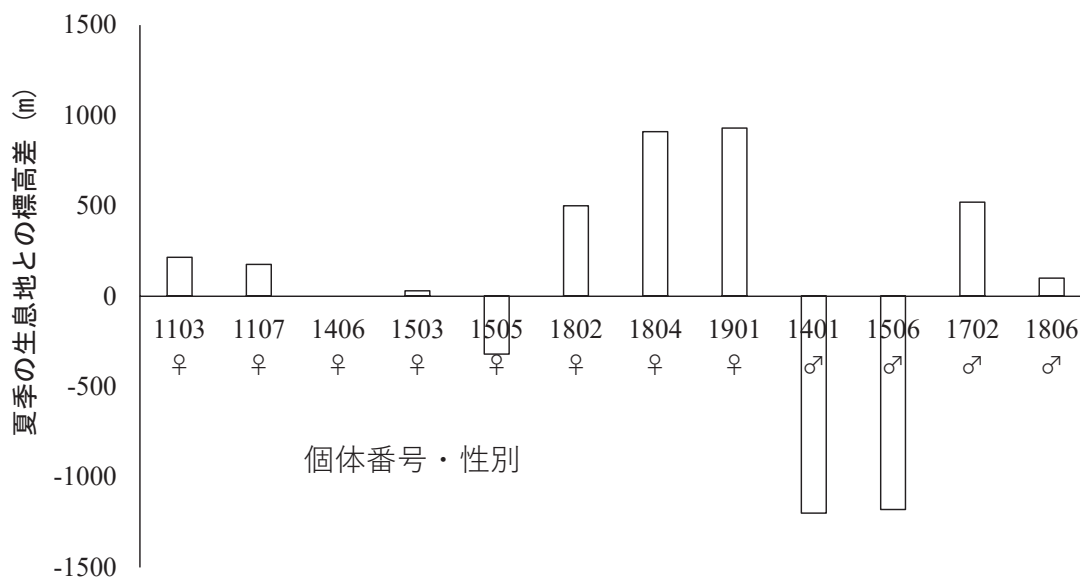


図8 季節移動型シカにおける夏と冬の生息地の標高差 (Jiang et al. 2022 より改変)

季節移動型シカの行動域と鳥獣保護区との重複率は、冬では80%以上であったが、夏では40%以下となった(表9)。鳥獣保護区外での猟期は11月15日から翌年2月末日までであり、猟期の開始前後と終了前後に移動する移動季節型シカが多かった(図

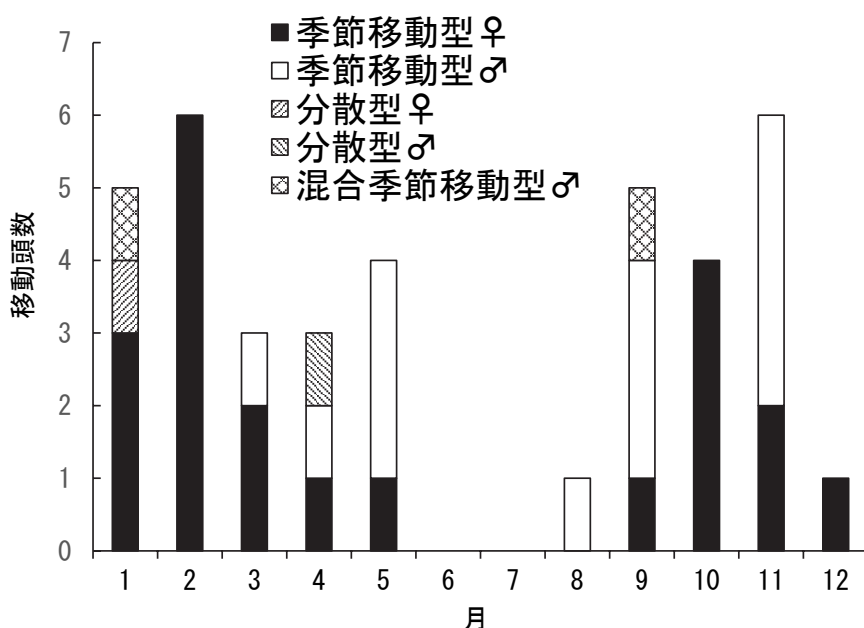
9)。狩猟可能区域から鳥獣保護区への移動は狩猟開始前後1ヶ月以内に集中していた(表10)。調査個体には、猟期である冬に狩猟が行われない鳥獣保護区を避難場所として利用した個体が含まれると考えられた。

表 8 季節移動型シカにおける季節・性別行動域 (km²) (Jiang et al. 2022 より改変)

		コアエリア		行動圏		n
		平均	標準偏差	平均	標準偏差	
♀	夏	0.099	0.049	0.363	0.143	13
	冬	0.067	0.050	0.290	0.189	11
♂	夏	0.462	0.385	1.643	1.431	5
	冬	0.143	0.185	0.668	0.869	8

表 9 季節移動型シカの季節行動域と鳥獣保護区との重複率 (%) (Jiang et al. 2022 より改変)

	冬		夏	
	コアエリア	行動圏	コアエリア	行動圏
平均	87.2	82.1	35.7	34.8
標準偏差	28.0	27.4	44.1	43.0
最小	0.0	12.5	0.0	0.0
最大	100	100	100	100
n	29	29	24	24

図 9 季節移動型シカの移動時期と移動頻度の分布 (Jiang et al. 2022 より改変)
同じ個体の複数回の移動を含めた。参考として分散型シカと混合季節移動型シカに移動も追加した。

季節移動型シカのなかでオスの移動頻度は秋季の9月と11月に比較的多かった(図9)。オスは交尾期である秋季になると行動域を変化させることが報告されており(永田 2005、Loe et al. 2005、Jesmer et al. 2018)、調査個体には交尾活動に伴い移動した個体が含まれると考えられた。また、春季(3~5月)にも移動がみられたが、春の植物の若葉は偶蹄類動物が消化しやすい栄養価の高い食物

資源であるため、植物の芽吹きと偶蹄類の春の移動タイミングが関連している可能性が指摘されている(Bischof et al. 2012、Merkle et al. 2016)。

季節移動型の移動距離は平均6.1kmであった(図10)。また、参考で示した混合季節移動型の移動距離は平均2.3km、分散型では8.4kmであった(図10)。尾瀬・日光(Okumura et al. 2022)、秩父山地(Takii et al. 2012a)、北海道(Igota et al.

表 10 猟期開始前後におけるシカが鳥獣保護区と狩猟可能区域の間の移動状況 (Jiang et al. 2022 より改変)

猟期開始前後 移動方向	猟期開始 前後 1 ヶ月以内		他の時期での 越冬地への移動		移動 総回数
	移動回数	割合 (%)	移動回数	割合 (%)	
狩猟可能区域→保護区	8	88.9	1	11.1	9
保護区→保護区	3	50.0	3	50.0	6
移動回数と割合	11	73.3	4	26.7	15

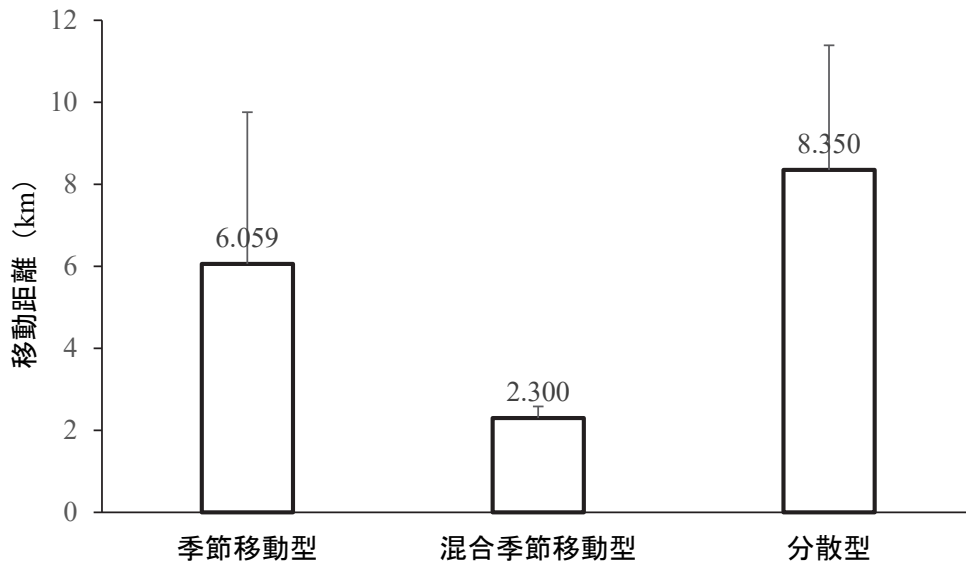


図 10 シカの移動パターンごとの移動距離 (Jiang et al. 2022 より改変)

2004) では、冬季越冬地へ数十 km の移動をした事例も多く、それと比べると比較的短い結果となった。

季節移動型のオスの移動距離は、メスよりも大きかった (表 11)。オスの移動距離がメスより長くなる傾向は霧ヶ峰高地のシカ (Takii et al. 2012b) や他のシカ類 (Singh et al. 2012) にも確認された。

5 まとめ

今回の調査結果から、丹沢山地の鳥獣保護区に生息するシカの行動域の基本的な特徴が把握できたと考えられる。特に、定住型の個体が全体の約 6 割を占め、一年を通して狭い範囲で生活していることは、

植生へのインパクトが集中的に累積することを示唆している。また、鳥獣保護区では、冬季に季節移動個体が周囲から移動してくるため、生息密度が高くなり、冬の食物資源となる植物には深刻な影響を与えている可能性がある。現在丹沢山地で見られる植生劣化が、高標高の鳥獣保護区内で進んだ背景にはこうしたシカの行動域の特徴が影響していると考えられる。神奈川県では、シカ管理計画に基づく高標高域でのシカ管理捕獲を継続的に行っているが、今回の調査では管理捕獲との関係を分析することができなかった。今後、効果的に管理捕獲と植生保護を行うためには、シカの季節的移動特性も把握しながら取組を進める必要があると考える。

表 11 季節移動型シカの移動距離の性差 (km) (Jiang et al. 2022 より改変)

性別	平均	標準偏差	最小値	最大値	n
♀	4.6	1.6	2.2	7.6	21
♂	8.4	4.7	1.9	13.4	13

6 謝辞

本報告は神奈川県自然環境保全センターからの委託業務（2008年～2021年）と農林水産省委託業務である「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」（2010年～2013年）のGPS首輪における追跡調査結果の一部である。野生動物保護管理事務所の星野莉紗氏、坂本祥乃氏、榊葵氏、杉浦義文氏、瀬戸隆之氏、加藤敬介氏には、フィールドでの調査に多大なご協力を頂き、森洋佑氏には、データ解析の検討にご助言を頂いた。ここにお礼申し上げます。

6 参考文献

- Anderson, D.P., Forester, J.D., Turner, M.G., Frair, J.L., Merrill, E.H., Fortin, D., Mao, J.S., and Boyce, M.S. (2005) Factors influencing female home range sizes in elk (*Cervus elaphus*) in North American landscapes. *Landscape Ecology* 20:257-271.
- Ballard, W.B., Whitman, J.S., and Reed, D.J. (1991) Population dynamics of moose in south-central Alaska. *Wildlife Monograph* 114:5-49.
- Bischof, R., Loe, L.E., Meisingset, E.L., Zimmermann, B., van Moorter, B., and Mysterud, A. (2012) A migratory northern ungulate in the pursuit of spring: Jumping or surfing the green wave? *American Naturalist* 180:407-424.
- Borkowsk, J. (1996) The ecology of sika deer in relation to their habitat at the high altitude of Tazawa Mountains. Doctor thesis of The University of Tokyo Pp1-105.
- Bunnefeld, N., Börger, L., van Moorter, B., Rolandsen, C.M., Dettki, H., Solberg, E.J. and Ericsson, G. (2011) A model driven approach to quantify migration patterns: individual, regional and yearly differences. *Journal of Animal Ecology* 80:466-476.
- Cagnacci, F., Focardi, S., Heurich, M., Stache, A., Hewison, A.J.M., Morellet, N., Kjellander, P., Linnell, J.D.C., Mysterud, A., and Neterler, M. (2011) Partial migration in roe deer: migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos* 120:1790-1802.
- Igota, H., Sakuragi, M., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R., and Maekawa, K. (2004) Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido. *Ecological Research* 19:169-178.
- Imai, S., Ito, T.Y., Kinugasa, T., Shinoda, M., Tsunekawa, A., and Lhagvasuren, B. (2019) Nomadic movement of Mongolian gazelles identified through the net squared displacement approach. *Mammal Study* 44:111-119.
- Jesmer, B.R., Merkle, J.A., Goheen, J.R., Aikens, E.O., Beck, J.L., Courtemanch, A.B., Hurley, M.A., McWhirter, D.E., Miyasaki, H.M., Monteith, K.L., and Kauffman, M.J. (2018) Is ungulate migration culturally transmitted? Evidence of social learning from translocated animals. *Science* 361:1023-1025.
- Jiang, Z-W., Haneda, T., Nagata, K., Yamada, Y., Nagai, K., Machida, N., Imai, S. (2022) Movement patterns and activity range characteristics of sika deer in the Tanzawa Mountains, central Japan. 205-234. In *Sika Deer: Life History Plasticity and Management*. Eds. K. Kaji, H. Uno, H. Iijima. Springer Singapore. ISSN: 2191-0707. Pp. 1-641.
- Kilpatrick, H.J., Spohr, S.M., and Lima, K.K. (2001) Effects of population reduction on home ranges of female white-tailed deer at high densities. *Canadian Journal of Zoology* 79: 949-954.
- Kropil, R., Smolko, P., Garaj, P. (2015) Home range and migration patterns of male red deer *Cervus elaphus* in Western Carpathians. *European Journal of Wildlife Research* 61:63-72.

- Lesage, L., Crête, M., Huot, J., Dumont, A., and Ouellet, J.P. (2000) Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer populations. *Canadian Journal of Zoology* 78:1930-1940.
- Loe, L.E., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Langvatn, R., Klein, F., Calenge, C., Ergon, T., Pettorelli, N., and Stenseth, N.C. (2005) Climate predictability and breeding phenology in red deer: timing and synchrony of rutting and calving in Norway and France. *Journal of Animal Ecology* 74:579-588.
- Merkle, J.A., Monteith, K.L., Aikens, E.O., Hayes, M.M., Hersey, K.R., Middleton, A.D., Oates, B.A., Sawyer, H., Scurlock, B.M., and Kauffman, M.J. (2016) Large herbivores surf waves of green-up during spring. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 283:20160456, Pp1-8.
- Morellet, N., Bonenfant, C., Borger, L., Ossi, F., Cagnacci, F., Heurich, M., Kjellander, P., Linnell, J.D.C., Nicoloso, S., Sustr, P., Urbano, F., and Mysterud A. (2013) Seasonality, weather and climate affect home range size in roe deer across a wide latitudinal gradient within Europe. *Journal of Animal Ecology*. *Journal of Animal Ecology* doi:10.1111/1365-2656.12105.
- Mysterud, A., Pérez-Barbería, F.J., Gordon, I.J. (2001) The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. *Oecologia* 127:30-39.
- Mysterud, A., Loe, L.E., Zimmermann, B., Bischof, R., Veiberg, V., and Meisingset, E. (2011) Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes - a role for density dependence? *Oikos* 120:1817-1825.
- Okumura, T., Namba, Y., Jiang, Z-W., Yamada, Y., Sugiura, Y. (2022) Movement characteristics and Habitat use of Sika deer in Kanto region, central Japan. P181-203. In *Sika Deer: Life History Plasticity and Management*. Eds. K. Kaji, H. Uno, H. Iijima. Springer Singapore. ISSN: 2191-0707. Pp. 1-641.
- Peterson, B.E., Storm, D.J., Norton, A.S., Van Deelen, T.R. (2017) Landscape Influence on Dispersal of Yearling Male White-Tailed Deer. *The Journal of Wildlife Management*; DOI: 10.1002/jwmg.21318.
- R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reinecke, H., Leinen, L., Thißen, I., Meißner, M., Herzog, S., Schütz, S., Kiffner, C. (2014) Home range size estimates of red deer in Germany: environmental, individual and methodological correlates. *European Journal of Wildlife Research* 60:237-247.
- Said, S., Gaillard, J.M., Widmer, O., Debias, F., Bourgoïn, G., Delorme, D., and Roux C. (2009) What shapes intra-specific variation in home range size? A case study of female roe deer. *Oikos* 118:1299-1306.
- Singh, N.J., Allen, A.M., and Ericsson, G. (2016) Quantifying migration behavior using net squared displacement approach: clarifications and caveats. *PLoS ONE* e0149594. DOI:10.1371/journal.pone.0149594.
- Singh, N.J., Borger, L., Dettki, H., Bunnefeld, N., and Ericsson, G. (2012) From migration to nomadism: movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range. *Ecological Applications* 22(7):2007-2020
- Takeshita, K., Tanikawa, K., Kaji, K. (2016) Applicability of a Bayesian state-space model for evaluating the effects of localized culling on subsequent density changes: sika deer as a case study. *European Journal of Wildlife Research* 63:1-11.

- Takii, A., Izumiyama, S., Mochizuki, T., Okumura, T., Sato, S. (2012a) Seasonal migration of sika deer in the Oku-Chichibu Mountains, central Japan. *Mammal study* 37(2):127-137.
- Takii, A., Izumiyama, S., Taguchi, M. (2012b) Partial migration and effects of climate on migratory movements of sika deer in Kirigamine Highland, central Japan. *Mammal study* 37(4):331-340.
- Tamura, A., Yamane, M. (2017) Response of understory vegetation over 10 years after thinning in an old-growth cedar and cypress plantation overgrazed by sika deer in eastern Japan. *Forest Ecosystems* 4:1.
- Wakahara, T., Ishikawa, Y., Shiraki, K., Toda, H., Miya, T, Kataoka, F., Suzuki, M., and Uchiyama Y. (2008) Seasonal Changes in the Amount of Litter Layer and Soil Erosion in the Forest Floor-an Impoverished Understory by Deer Impact at Doudaira, Tanzawa Mountains. *Proceedings 4th International Conference on Scour and Erosion (ICSE-4)*. Nov 5-7, 2008, Tokyo, Japan.
- Worton, B. (1989) Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology* 70(1):164-168.
- 勝山輝男 (2012) 丹沢の森林とその植物相. P149-160 編集:木平 勇吉ら. 丹沢の自然再生. 日本林業調査会. Pp1-612. ISBN:9784889652253.
- 永田幸志 (2005) 丹沢山地札掛地区におけるニホンジカの行動圏特性. *哺乳類科学* 45(1):25-33.
- 山根正伸・古林賢恒・羽太博樹 (1997) 丹沢山のスズタケ退行地域におけるニホンジカの越冬期の生息地利用. *野生生物保護* 2(4):185-193.
- 山根正伸・鈴木透・笹川裕史・原慶太郎・永田幸志・勝山輝男・羽澄俊裕・伊藤雅道 (2007) ニホンジカの保護管理に向けた総合解析. P726-730. 編集:丹沢大山総合調査団. 編集委員:青木淳一ら. 丹沢大山総合調査学術報告書. 平岡環境科学研究所. ISBN 978-4-9903753-1-7.
- 山崎晃司・古林賢恒 (1995) 西丹沢における若齢オスニホンジカの分散の一例. *日林誌* 77(4):305-313.

* 株式会社野生動物保護管理事務所 (〒192-0031 東京都八王子市小宮町 922-7)

** 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課 (〒243-0121 厚木市七沢)

*** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 (〒231-8588 横浜市中区日本大通 1)

**** 現所属 神奈川県西地域県政総合センター森林部水源の森林推進課 (〒258-0021 足柄上郡開成町吉田島 2489-2)

***** 現所属 神奈川県西地域県政総合センター森林部林道課 (〒258-0021 足柄上郡開成町吉田島 2489-2)

***** 鳥取大学乾燥地研究センター (〒680-0001 鳥取県鳥取市浜坂 1390)

***** 現所属 (株) ROOTS (〒298-0002 千葉県いすみ市日在 1858-12)

神奈川県ニホンジカ保護管理について ～管理計画策定と植生回復の取組の経緯～

永田幸志^{*,**}・栗林弘樹^{***}・田村淳^{****,*****}・
小林俊元^{*****}・入野彰夫^{*****}

1 はじめに

神奈川県ニホンジカ（以下、シカ）保護管理計画（以下、管理計画）が2003年に策定されてから、2023年で20年が経過した。この間、植生保護柵の設置や管理捕獲など自然植生回復のための取組が実施され、一部地域では林床植被率の増加も見られている（神奈川県 2023）。しかしながら、丹沢全体で林床植生が回復する状況とはなっていないため、今後も取組を継続する必要がある（神奈川県 2023）。自然を相手にした取組は順応的に進めることが基本であり、適切に軌道修正して取組を進めるためには、取組の経緯を認識しておくことが重要である。そこで、これまでの管理計画策定と取組の経緯等の共有を図るため、第1次（2003～2006年）および第2次（2007～2011年）のシカ管理計画策定時の状況を中心に整理し、資料として記録する。

2 江戸時代からの神奈川県のシカ問題の変遷

シカ管理計画策定の経緯を報告する前に、背景として、本県におけるシカの生息状況やシカを取り巻く環境の変遷について簡単に記載しておく。

本県のシカは、江戸時代までは平野部に広く生息していたと考えられる（田口 1997、羽山 2001）。

しかしながら、江戸時代の人口増加と平野部の開拓・耕作地の拡大に伴い18世紀には害獣駆除が激化し、18世紀後半から19世紀前半の段階でシカは平野部から駆逐され、丹沢山地に生息域を移していったとされている（田口 1997）。明治期（1868-1912年）になると、皮や肉の需要増等の事情で狩猟が激化してシカを含む哺乳類の乱獲が進み、全国的に個体数が急激に減少したとされる（林野庁 2012、渡邊・三谷 2019、環境省 2021）。その後、丹沢山地では、1921年に大山禁猟区と鳥屋村猟区が設定され、1938年に津久井郡ほか4郡（恩賜県有林猟区を除く）でオスジカ捕獲が禁止となるなど、段階的にシカの保護施策がとられ、1947年には狩猟法施行規則の改正によりメスジカが狩猟鳥獣から除外された（古林ら 1997）。これらの施策によりシカの個体数は回復し、1953年にはオスジカ猟が解禁されることとなった（山根 2012）。

これ以降のシカを取り巻く環境の変遷は3回の局面に整理される（神奈川県 2003、山根 2012、田村 2017）。3回の局面の概要は、①オスジカ猟解禁後の乱獲による絶滅の危機と県内全域でオスジカ猟の禁止（1955～1970年）、丹沢大山鳥獣保護区の設定、②1960年代後半以降増加したスギ・ヒノキ植林地での林業被害の拡大、③1980年代後半以降に顕在化した高標高域自然林の植生劣化とシカ個体

* 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課（〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課（〒231-8588 横浜市中区日本大通 1）

*** 神奈川県西地域県政総合センター森林部森林保全課（〒258-0021 神奈川県足柄上郡開成町吉田島 2489-2）

**** 神奈川県自然環境保全センター研究企画部自然再生企画課（〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

***** 現所属 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課（〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

***** 神奈川県自然環境保全センター森林再生部分収林課（〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

***** 神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課（〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

群の質の低下である(詳細は神奈川県 2003、山根 2012、田村 2017 を参照)。この、保護施策からその後の林業被害拡大、近年の自然植生劣化の顕在化という過程において、シカの個体数は回復していったと考えられる。なお、密猟は1980年代でも依然として横行していたことから(古林ら 1997、丹沢自然保護協会 2021)、自然保護団体を中心に密猟防止キャンペーン(ボランティアによる放置クワナノの撤去)が実施された(丹沢自然保護協会 2021)。

3 神奈川県シカ保護管理計画策定の経緯

(1) 総合調査から保護管理計画策定へ

1955年にオスジカ猟が禁止されて以降、県機関や大学により丹沢山地でのシカの生息状況等に関する調査が実施された(柴田・村瀬 1964、飯村 1965、飯村 1980、丸山ら 1972、古林・丸山 1977)。そして、その後の調査により、1980年代後半にはシカの採食によるスズタケの退行(古林 1985、古林 1991)、シカによるウラジロモミの樹皮剥ぎ・枯死(越地ら 2012)、多年生草本類の減少・絶滅(神奈川県立生命の星・地球博物館 1995)といった自然植生の劣化や、食物不足によるシカの栄養状態の悪化が指摘されるようになった(羽山ら 1994)。また、同時期に、広範囲でのブナ立ち枯れ(神奈川新聞社 1993、越地ら 1996)などの異変も指摘されるようになったため、1993年から1996年にかけて丹沢大山自然環境総合調査(以下、総合調査)が実施され(丹沢大山自然環境総合調査団 1997)、調査結果に基づき、丹沢大山の保全のための体制の確立や緊急対応策について調査団から提言された。

この提言を受け、神奈川県は、1999年に「ブナ林や林床植生の保全」、「大型動物個体群の保全」、「希少動植物の保全」、「オーバーユース対策」に取り組むための丹沢大山保全計画(以下、保全計画)を策定した。県では、「大型動物個体群の保全」のための主要施策である「ニホンジカ個体群の管理」を推進するため、2000年度に神奈川県ニホンジカ保護管理指針(以下、指針)を策定した。また、指針策定前の1999年には、鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律(以下、鳥獣保護法)の改正により、人と鳥獣との軋轢を解消するとともに、長期的な観点

からこれらの鳥獣の個体群の保護管理を図るための特定鳥獣保護管理計画(以下、特定計画)制度が創設された。指針の策定後、早期に取組を開始するため、保護管理計画を2002年度を始期として策定することが求められていたが、個体数調整を含む計画策定には、その根拠とするための丹沢全域での生息密度の情報が不足している状況だった。そこで、生息状況調査に必要な期間や調査後の計画策定に係る調整や諸手続きを考え、2003年度を始期とする「神奈川県ニホンジカ保護管理計画(計画期間:2003~2006年度)」(以下、第1次シカ管理計画)を特定計画として策定することとなった。

2000年4月には、保全計画の実行機関として、丹沢大山自然公園管理事務所、森林研究所、県有林事務所、自然保護センター及び箱根自然公園管理事務所の5つの県機関を統合した、神奈川県自然環境保全センター(以下、保全C)が設立された。統合前には主に傷病鳥獣救護を担当していた自然保護センター野生動物課が、統合後には保全C野生生物課となり、本庁の緑政課野生生物班とともにシカ管理計画の作成事務も担うことになった。保全計画に係る取組は保全Cの部課の枠組みを越えて検討が行われていたが、第1次シカ管理計画の検討では、こうした体制に加えて、本庁の森林課、各地区行政センター等他所属も参加するなど、所内外横断的な体制がとられた。また、当時は十分な予算がなかったため、計画策定に必要な丹沢全域でのシカ生息状況調査は、所内外横断的な体制を構成する各所属の職員が調査員として参加して実施された。保全Cは、学識経験者を委員とするニホンジカ保護管理検討委員会(以下、検討委員会)(保全C野生生物課が事務局)から科学的な視点での助言を得ながら、調査結果のとりまとめや管理手法等の検討作業を進めた。また、計画全体についての協議は、学識経験者や関係団体等を委員とする神奈川県鳥獣総合対策協議会(以下、協議会)および同協議会シカ対策専門部会(以下、シカ部会)(緑政課が事務局)において行った。

(2) 第1次シカ管理計画の特徴

他の都道府県の多くは、主にシカ個体数の増加による農林業被害の増加をきっかけに計画を作成していたが、神奈川県では、シカによる自然植生への影響をきっかけに計画策定された点が特徴的である。シカによる農林業被害に対しては、すでに有害鳥獣

捕獲や防護柵の設置等の対策が行われていたが、高標高域の鳥獣保護区で顕在化していたシカによる自然植生劣化に対しては、新しい取組を始める必要があった。また、総合調査で指摘された栄養状態の悪化等、シカ個体群の質の低下への対応も必要だった。

検討委員会や協議会・シカ部会での議論を経て、第1次シカ管理計画は、計画の対象区域（保護管理区域）を丹沢山地を含む8市町村域（現相模原市については旧津久井町の範囲）とし、目標を「生物多様性の保全と再生」、「地域個体群の維持」および「農林業被害の軽減」とした。また、計画には、ゾーニング、個体数調整（狩猟、自然植生回復目的の管理捕獲、農林業被害軽減目的の管理捕獲）、生息環境整備、植生保護柵、被害防除対策、モニタリングによるフィードバック管理の実施（年度実施計画の作成等）を組み込んだ。さらに、個体数調整にあたっては、環境省が作成した「特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル（ニホンジカ）」（以下、マニュアル）に記載されていた「絶滅のおそれのある地域個体群規模（概ね1,000頭以下）」を参考に、計画期間中は、保護管理区域の個体数が概ね1,500頭を下回らないよう維持することとした。

ゾーニングについては、標高帯・植生（自然林の分布）・土地利用・被害の状況等を基準として、「自然植生回復地域」、「生息環境管理地域」、「被害防除対策地域」に区分し、地域に応じた目標と取組が整理された。また、シカの管理とモニタリングによる情報収集を行う区画として、丹沢山地を56の管理ユニットに区分した。この管理ユニットは、計画策定の背景から上位的な位置づけにあった保全計画の進行管理で使われていた小流域を複数組み合わせたものであり、元となった小流域はもともと治山事業や水源の森林づくり事業で用いられていたものである。なお、第2次シカ管理計画（2007～2011）までは、丹沢大山国定公園特別保護地区のエリア（丹沢山地主稜線域）を自然植生回復地域、丹沢大山国定公園及び県立丹沢大山自然公園の特別地域のエリアを生息環境管理地域、それ以外のエリアを被害防除対策地域としていたが、このゾーニングでは1つの管理ユニットに異なる地域区分が含まれる点が問題点として挙げられた。そこで第3次シカ管理計画（2012～2016）からは、第2次シカ管理計画の各地域を含む管理ユニットの境界を基準にして地域区分を設定しなおし、区分の名称を「自然植生回復エリ

ア」、「生息環境管理エリア」、「被害防除対策エリア」に変更した。

マニュアルには、シカ密度管理のための密度水準が目安として示されていたが、当時は植生回復のためのシカの適正密度に関する情報が不十分という認識から、具体的な生息密度を目標として使用せず、モニタリングをしながら目標密度を検討することとした。なお、総合調査から第1次シカ管理計画の策定に至る検討過程では、環境収容力（ある地域空間で維持できるシカの最大個体数）を算定し、その値に基づく目標生息密度の設定を行う方法が学識経験者から提案されたが、実務上の実現可能性が低いことから見送られた。

4 第1次シカ管理計画策定後の取組の変遷

(1) 個体数調整

ア 個体数調整に係る計画の見直しの経緯

都道府県が特定計画を策定すると、従前の有害鳥獣捕獲とは別に「計画に基づく数の調整を目的とする捕獲（本県では管理捕獲の名称で県又は市町村等が実施）」が実施可能となる。本県では自然植生回復目的の管理捕獲を県主体で実施し、農林業被害軽減目的の管理捕獲を市町村等主体で実施することとなった。

また、特定計画を策定すると、狩猟に係る規制の緩和も可能となる。当時、計画策定した都道府県の多くは、計画に基づき狩猟規制を緩和し、「メスジカの可猟化」、「狩猟期間の延長」、「1人1日あたりの捕獲頭数制限緩和」のいずれか一つもしくは複数を実施していた。一方、神奈川県では、第1次シカ管理計画における狩猟規制の緩和は、これまでの「オスジカのみ一人一日あたり1頭捕獲可」であったところから、「猟区に限定して、年度で定めた捕獲上限数の範囲内でメスジカも可」とした。これは、神奈川県にある4つの猟区が、丹沢山地の狩猟可能なエリアに対して相当の面積を占めており、猟区管理者が開猟日と開猟日ごとの入猟者を限定しているため、適正な狩猟管理が可能と判断したことによる。また、前述した4つの猟区のほかに津久井猟区が存在したが、シカを含めた鳥獣の捕獲実績がない状態が続き、実質的に経営停止状態だったため2003年度に廃止となった。津久井猟区ではシカ密度が著しく低かった調査結果を踏まえて、この区域をシカ猟

禁止区域とした。こうした措置は、地域個体群維持の観点から、シカの生息状況の把握が十分とは言えない状態で、急激に捕獲の強化へと舵を切ることに対して慎重にならざるを得なかったことによる。

第1次シカ管理計画では以上のような個体数調整を実施したが、シカの生息状況に大きな変化がみられず、この規模での捕獲では地域個体群が絶滅するおそれはないと考えられた。また、植生が回復する傾向もみられなかったことから、第2次シカ管理計画では、管理捕獲を強化するとともに、狩猟規制をさらに緩和することとなった。これにより、猟区での年度内のメスジカ捕獲上限数を増加し、メスジカが禁止されていた猟区以外の狩猟可能区域を含めて、一人一日あたりの捕獲上限数をメスジカを含め2頭（ただし、オス2頭は不可）に緩和した。また、第1次シカ管理計画期間中のシカ猟禁止区域は、第2次シカ管理計画では一人一日あたりの捕獲上限数を1頭とするシカ猟制限区域に変更した。なお、第2次シカ管理計画の初年度にあたる2007年には、鳥獣保護法の改正によりシカはオスメス分けずに狩猟鳥獣に指定され、特定計画を策定しなくてもメスジカが可能となった。こうした第1次、第2次シカ管理計画での段階的な狩猟規制緩和を経て、第3次シカ管理計画では、一人一日あたりの捕獲頭数制限を撤廃し、狩猟期間もそれまで2月15日までであったものを2月末日まで延長することとなった。また、シカ猟制限区域は廃止され、制限のない狩猟可能区域（通称、乱場）になった。

第1次シカ管理計画を策定する過程では、生息数の推計やその解釈など、個体数調整の判断に至るほぼすべての要素を、地域個体群維持の観点から安全側に寄せていた。一例としては、生息数の推定幅の下限値を個体数調整の基数として、個体数が概ね1500頭を下回らないように捕獲計画を立案していたことがあげられる。

当初から安全側に寄せていることを認識していたため、計画通りにシカが減らず、植生が回復しない場合には、次のステップで捕獲圧を強めることに合意形成を得やすい状態でのスタートだった。結果的に、第1次シカ管理計画は捕獲圧が過少な計画ではあったが、第2次シカ管理計画以降の見直しの方向性を明確にできたという点でメリットがあったと言える。

実際、第1次シカ管理計画時には、鳥獣保護区内

でのシカ捕獲に対する反対意見が多かったが、安全側に寄せた慎重な捕獲とその結果の県民説明を続けたことにより、その後捕獲強度が強くなっても、強い反対意見が出ることはほとんどなくなっていった。また、県民理解の醸成というねらいもあって、第1次シカ管理計画策定時には、県が実施する生息密度調査に市民団体等からのボランティアも参加できる体制にした。調査への参加により、調査の課題や成果を実感してもらえたことは、のちの合意形成において有効だったと考えられる。

なお、第1次シカ管理計画と同時期に、丹沢大山鳥獣保護区が秦野市（ヤビツ峠付近）で拡張された。これは県民要望に基づくものであったが、一方では農林業被害があり、これから個体数調整を行うというタイミングでの鳥獣保護区拡張は地元農業関係者や狩猟関係者の反対が根強く、調整が難航した。最終的には鳥獣保護区は拡張したが、ときに相反する要望の調整が求められることもある県民合意の難しさを示す事例である。

イ 県による管理捕獲実施の経緯

(ア) 第1次シカ管理計画における実施状況

第1次シカ管理計画の策定当時、市町村等実施の有害鳥獣捕獲は一般社団法人（平成23年に公益社団法人）神奈川県猟友会（以下、県猟友会）の地域支部が担っており、県が自然植生回復を目的として行う管理捕獲は県猟友会へ委託して実施することとなった。管理捕獲は県が初めて行う事業だったため、捕獲をどのような体制や手法で行えばよいか（従事者の募集と現場での配置、捕獲方法等）、どのように委託手続き（仕様書の内容、積算方法、契約約款の内容等）や現場管理（安全管理、作業開始から終了までの工程管理、業務全体の進捗管理、施行数量管理、検査方法等）を行えばよいか、情報が少ない中で検討する必要があった。また、管理捕獲の実施場所は、従来県猟友会が従事してきた有害鳥獣捕獲や狩猟のエリアではなく、土地勘がある従事者が極めて限定されていたことから、作業全てについて県猟友会と共に試行錯誤しながら知見を蓄積していった。捕獲方法について、学識経験者からは欧米で事例があるハイシート*使用などの提案があったが、シカ猟の経験を生かすために巻狩りで実施することとなった。実施にあたっては、他の鳥獣への影響や

県民感情に配慮して、まずは猟犬を使用せずに人が追い出し役となる方法を用い、捕獲対象はメスのみとした。さらに、過去の人工給餌によるシカ誘引調査事例を参照して、事前に捕獲地にヘイキューブ（牧草を固めたもの）を給餌し、給餌場所周辺にシカを集めて捕獲する方法を併用した。捕獲は、シカの生息密度が高く植生劣化の著しい管理ユニット（鳥獣保護区内）を対象に、山中の見通しがよい2～3月（猟期終了後）に15日程度実施することとした。初めての試みの結果、管理捕獲開始初年度は45頭の捕獲実績となったが、100頭としていた捕獲計画数に達しなかったため、次年度以降に捕獲数を増やすための検討が求められた。関係者との協議を経て、効率的な捕獲のために猟犬を使用することとし、1月～3月（猟期中含む）に捕獲を実施することとした。これにより、第1次シカ管理計画期間中に年間捕獲頭数は91頭まで増加し、捕獲を実施した管理ユニット数は6地区となった。なお、人工給餌は作業効率を考慮して第1次シカ管理計画期間中に終了した。

* 餌による誘引場所の近くに設置したやぐら上で待ち伏せしてシカを射撃する捕獲方法。

（イ）第2次シカ管理計画における実施状況

第1次シカ管理計画で管理捕獲を行った一部の場所でシカの生息密度が低下する兆候は見られたものの、依然として高密度状態が継続していた。また、捕獲を実施しなかった管理ユニットの中で、シカの生息密度が高く植生劣化の見られる管理ユニットがあった。このため、第2次シカ管理計画ではさらなる捕獲の強化が必要であったが、1～3月に15日程度の規模の管理捕獲では目標を達成することは困難と考えられた。そのため、第2次シカ管理計画では、山中の人出が多く、暑さで従事者への負担も大きい夏休み期間中を除く通年で管理捕獲を実施することとし、捕獲日数も増加することとした。また、捕獲対象は原則メスとするが、オスの目撃頻度が高い場合はオスの捕獲も可能とした。こうした取組により捕獲数は増加し、生息密度の低下や、一部地域での植被率の増加傾向も確認できるようになった。しかしながら、依然として高密度状態が継続している場所も多く、

捕獲実施場所の周辺域でシカ密度の上昇が見られるようになるなど、新たな課題も確認されるようになった。また、標高1600mに位置する山小屋に宿泊して、山頂付近での巻狩りも実施したが、事前準備やアクセスに要する時間も含めて作業上の課題が多く、高標高稜線部での捕獲が進まない状態が続いた。

なお、目標の一つであった「地域個体群の維持」は、第2次シカ管理計画からは「丹沢山地での地域個体群の安定的存続」とした。これは、地域個体群は、高密度化による植生劣化が生じないように安定的に存続させることを示す必要があったこと、丹沢山地以外の山地への分布拡大による被害拡大が懸念されたこと（後述）による。

（ウ）第3次シカ管理計画以降の状況

第3次シカ管理計画では、水源環境保全税を活用して、水源林整備地周辺や巻狩り実施困難な稜線部等での管理捕獲が実施されることとなった。これは、後述するように、計画期間を同じくする第2期かながわ水源環境保全・再生実行5か年計画（2012～2016）に「中高標高域でのシカ捕獲及び生息環境調査の実施」が位置付けられたことによる。なお、かながわ水源環境保全・再生実行5か年計画（以下、水源計画）は、かながわ水源環境保全・再生施策大綱に基づいて策定され、2007年度から5年ごとに計画を見直しながら各種の特別対策を実施するものである。

水源林整備地周辺には市町村による管理捕獲や狩猟が実施されている地域があったため、各捕獲の実施状況を考慮して、県管理捕獲の実施場所等について調整を行った。猟区内にも管理捕獲が必要な場所があったため、猟区では入猟者から入猟承認料を徴収して経営が行われていることを考慮し、猟区管理者や関係者と実施場所や頻度、実施体制などを協議したうえで、まずは試験的に実施することとし、実施場所等の情報を蓄積しながら進めた。

また、巻狩りが実施困難な稜線部等で効果的な捕獲手法を検討し、あわせて捕獲を実施するため、保全Cにワイルドライフレンジャー（以下、レンジャー）が配置されることとなった。レンジャーは、シカの捕獲に関する専門的な知識、狩猟免許、猟銃所持許可を有し、労働者派遣事業により保全

センターに派遣された職員であり、2012年度に3名が派遣された(2023年度現在5名)。レンジャーの活動により、それまで捕獲の空白域となっていた稜線部における捕獲手法に関する知見が蓄積された(片瀬ら 2020)

(2) 植生保護柵

高標高域自然林で劣化が進む自然植生の保護を図るため、丹沢大山自然環境総合調査団からの提言を受け、1997年から自然公園事業として高標高稜線部に植生保護柵が設置された(田村 2017)。また、2007年度からは水源計画に基づく土壌保全対策として植生保護柵の設置が開始された。現在でこそ、全国の自然公園などで植生保護柵が設置される例は多いが、当時は、自然植生保護のための防護柵設置を事業として実施している都道府県は少なく、20年以上前から現在に至るまで、その維持管理も含め、途切れることなく事業が継続している点は本県の特徴といえる。

また、本報告の主題ではないが、2002年～2004年には、丹沢山地の山麓部での農作物被害対策として、「広域獣害防止柵」が設置された。広域獣害防止柵は、シカ・ニホンザルと人の生活圏を分離するため、山麓森林と農地の境界に市町村境を跨ぐ形で長距離設置された金網柵(ニホンザル対策用は電気柵併設)で、緊急雇用対策事業として県により設置された。道路横断箇所柵の開口部等によりシカ・ニホンザルと人の生活圏を完全には分離し切れない課題はあるが、現在も市町村が柵の維持管理を継続しており、これら動物の人の生活圏への侵入を制限する機能を果たしている。

(3) 生息環境整備

総合調査では、人工林域の環境変化(伐採、植林、防鹿柵設置)がシカの食物環境や生息状況に影響を与え、高標高域での自然植生の劣化や、食物不足による栄養状態の悪化に繋がったと指摘された(古林ほか 1997)。そのため、植生回復の対策とあわせて、生息環境の管理、改善の必要性が認識された。

第1次シカ管理計画策定と前後して、県有林では生息環境整備に資する混交林等多彩な森林づくりが進められていた。また、試験的に、明るい場所を植生保護柵で囲み植生を繁茂させ、想定以上にシカが減少した場合に開放して越冬時の餌場とするような

取り組み(小規模越冬地整備)も行われていた。他方、私有林でも、1997年から、手入れ不足の人工林等を整備することで林床植生を回復させ、混交林化を進めるなど、水源かん養などの公益的機能を高める水源の森林づくり事業が進められていた。第1次シカ管理計画では、こうした中標高域の人工林域における森林づくりを生息環境の改善に資する取組として位置付けた。

第1次シカ管理計画期間中、間伐等が実施された人工林でも、シカの採食により林床植物の成長が低調な状況が見られ、森林整備と個体数調整の連携の必要性が指摘されるようになっていた。そのため、第2次シカ管理計画では、生息環境整備と個体数調整の一体的実施を位置付けることとなった。また、2010年度には、水源環境保全・再生かながわ県民会議から、水源環境保全のためにはシカ管理と森林整備の一体的実施が必要という意見が提出された(水源環境保全・再生かながわ県民会議 2010)。これを受け、第2期水源計画(2012～2016)に「中高標高域でのシカ捕獲及び生息環境調査の実施」が位置付けられることになり、計画期間を同じくする第3次シカ管理計画では、「生息環境整備の基盤づくりとしての管理捕獲」を実施することとなった。この経緯により、生息環境整備に関しては、シカの生息環境の改善という考えは残しつつも、生息環境を劣化させないように、個体数調整と森林整備を連携することが重要視されるようになっていった。

(4) モニタリング

ア シカ個体群に関するモニタリング

シカ管理計画では取組の効果検証をするためのモニタリングが必須である。そこで、検討委員会の助言を踏まえ、第1次シカ管理計画開始時からシカの生息状況、生息環境、個体群の質の各項目において複数の調査を実施することとなった。

シカ生息状況については、まず基礎資料として分布状況を把握し、次に詳細な生息状況を把握することとした。分布状況は、登山者や行政職員、事業関係者から目撃情報を収集して把握することとした。詳細な生息状況を把握する方法としては、全国的には狩猟の捕獲効率や目撃効率で使用される例が多かったが、神奈川県では狩猟が行われない鳥獣保護区で自然植生劣化が問題となっていたことから、狩猟の情報以外でシカの生息状況を把握することが必

要だった。そこで、狩猟可能区域での捕獲効率や目撃効率に加えて、総合調査において実施された区画法(Maruyama and Furubayashi 1983)による調査を、概ね管理ユニット単位で実施することとした。また、第2次シカ管理計画からは、箱根山地や小仏山地を含めた計画対象区域全体の生息状況を把握するため、糞塊密度調査(末次ら 2009)を追加した。さらに、補完調査としてスポットライトセンサスも試行した(永田ら 2005)。

個体群の質については、第1次シカ管理計画策定前は、山中で発見した死亡個体や傷病獣として保護された後死亡した個体、狩猟個体、有害鳥獣捕獲個体の外部計測値や採取した第一切歯の分析により、年齢構成や栄養状態などを把握していた。第1次シカ管理計画策定以降は、主に、県・市町村管理捕獲による捕獲個体の計測や採取サンプル(第1切歯、腎臓と周囲脂肪、骨髓内脂肪色)の分析を実施している。

イ 生息環境に関するモニタリング

シカの生息環境を植生の状態から把握するための調査として、主要尾根線踏査による累積利用圧調査(以下、累積圧調査)(田村・藤森ら 2013)と植生定点調査(田村ら 2005、田村・末次ら 2013)を実施することとした。累積圧調査は総合調査により実施された方法で実施することとし、計画の改定ごとに方法を改良した。植生定点調査は、概ね管理ユニット単位で広葉樹林に調査地を設置し、5年サイクルで調査を実施することとした。さらに、第3次シカ管理計画からは、水源計画による事業のモニタリングとして実施されているスギ・ヒノキ人工林での植生調査結果も活用して状況把握を行っている(田村・山根ら 2013)。

ウ 植生回復に関する指標

シカ管理計画の目標は、地域個体群を維持しつつ生物多様性の保全と農林業被害の軽減を達成することにある。そのため、シカの生息密度や捕獲数だけをもって計画の管理指標とすることは適当ではなく、植生回復状況を評価する指標が必要であった。第1次シカ管理計画策定時には、植生回復に関する情報が不十分だったため指標を設定しなかった。ただし、植生影響とシカ密度との関係について整理していた北海道の事例を参考にして、累積圧調査の結

果(総合調査の結果に2001年の補足調査結果を追加したもの)により算出したハビタットの質の低下の評点(1kmメッシュ単位で算出)を用い、個体数調整実施にあたっては、ハビタットの質の低下が進んでいない状況を目指すこととした。

その後、第1次シカ管理計画期間中に総合調査と同様の累積圧調査を再度実施し、2時点の比較を行った。植生回復の過程でハビタットの質も改善すると想定されたことから、第2次シカ管理計画では、最大植生劣化レベル(管理ユニット内で最も悪いハビタットの質の低下の評点)を植生回復の指標とし、より健全なレベルに改善することを実施目標とした。さらに、植生劣化が見られない場所で区画法により蓄積されたシカ生息密度の情報から、個体数調整に係る生息密度の暫定目標値を、自然植生回復地域で5頭/km²未満と設定した。

第2次シカ管理計画で捕獲が強化され、捕獲地でのシカ生息密度の低下傾向はみられたが、最大植生劣化レベルの改善はみられなかった(神奈川県 2012)。しかしながら、生息密度が低下した一部地域で林床植被率の増加傾向がみられたことを受けて、第3次シカ管理計画では、短期(計画期間)の実施目標を林床植被率の増加とし、長期の実施目標を植生劣化レベルの改善とした(いずれも累積圧調査から算出した評点を指標として使用)。

その後、シカ生息密度が低下した場所で見られた林床植被率の増加には、不嗜好性植物や採食耐性植物の植被率の増加が寄与していることが確認された(田村 2017)。こうした不嗜好性植物や採食耐性植物の植被率の増加も植生回復の過程と考えられたが(田村・藤森ら 2013)、植生劣化レベルの計算では、不嗜好性植物や採食耐性植物の被度は、「劣化」を示す項目として使用されるため、植生回復の指標としての植生劣化レベルには課題があると考えられた。

森林生態系の基盤である土壌を保全するためにも、まずは、林床植被を増加させることが必要であることから、林床植被率を短期的な植生回復の指標とすることが適当と考えられたが、累積圧調査は調査にかかる難易度に課題があった。そこで、第4次シカ管理計画(2017～2022)では、継続調査を行っていた植生定点調査による林床植生の植被率を指標とし、植被率を改善することを計画期間の実施目標とした。

(5) 丹沢山地以外での取組状況

シカ管理計画で丹沢山地以外の地域（箱根山地と小仏山地、大磯丘陵）の状況が記載されたのは第2次シカ管理計画以降になる。第1次シカ管理計画の策定時、丹沢山地以外の地域での生息情報は、目撃情報や被害報告等の収集により把握されていたが、散発的な情報に留まっていたため大きく問題視されていなかった。しかしながら、第1次シカ管理計画期間中に目撃情報が徐々に増えてきたため、第2次シカ管理計画では、保護管理の目標に「分布域拡大による被害拡大の防止」を加え、箱根山地など丹沢山地以外でシカの目撃がある地域を監視区域とした。監視区域では、情報収集・被害防除対策・有害鳥獣捕獲等を実施することとした。

第2次シカ管理計画期間中には、市町等が行う有害鳥獣捕獲の捕獲数が徐々に増加する傾向がみられた。このため、第3次シカ管理計画では、区域名を監視区域から分布拡大防止区域に変更し、分布拡大防止目的の管理捕獲を市町等主体で実施することとした。この時点では、県としての取組は情報収集（モニタリング）のみであった（2015, 16年には試験的に管理捕獲を実施）。市町の管理捕獲数は第3次シカ管理計画期間中も増加し続け、シカの生息密度は上昇傾向にあると考えられた。このため、第4次シカ管理計画では区域名を定着防止区域とし、シカによる森林への影響が懸念されるようになった箱根山地において、市町による管理捕獲が実施されていない森林域の稜線部で、県による管理捕獲を実施することとなった。

5 今後に向けて

我が国は、明治期以降人為により絶滅寸前まで激減したシカの個体数を、段階的な保護施策により回復させた経験を有する。しかしながら、並行して進んだ人と森林とシカの関係の変化は、初めて経験する局面の連続であり、知見も不十分な中、新たに発生する問題の予測が困難だったと推察される。

本県では、シカ管理計画を策定するまでは、シカの生息状況や植生への影響を体系的に広域でモニタリングする仕組みがなかった。こうした中で、禁猟や狩猟解禁といった施策が講じられ、一方では、森林の伐採、植林、防鹿柵設置といった施策が実施された。人工林域の環境変化はシカの生息状況に影響

を与えたと指摘されており（古林ら 1997）、体系的なモニタリングにより状況把握がされない中で、シカ保護管理と森林管理が連携することなく実施されたことが、シカの高密度化、造林木被害、植生劣化という問題につながっていったと考えられる。

現在、全国的にシカ管理は「捕獲でシカを減らす」ことに力点を置いて進められている。しかしながら、生息環境の改変がシカの生息状況に影響を与えてきた経緯を踏まえると、シカと生息環境である森林を一体的にとらえて管理するという視点、すなわち、森林生態系管理の一環としてシカ管理を行うことが必要と考える。今後、日本では、戦後に造林した人工林の資源活用が進められ、他方、山間山麓集落では急激に人口が減少していくと予想される。つまり、「人と森林とシカの関係」は、未経験の新しい局面に入ることになる。本稿で報告したように、本県のシカ管理計画はその都度の局面に応じて軌道修正をしながら進めてきた。これまでの経緯を踏まえて、今後も順応的管理を基本として取組を進める必要があると考える。

6 謝辞

シカ管理計画は、丹沢山地のシカ調査研究や計画策定に関わった学識経験者、県職員、関係団体等、多くの関係者の協力により策定、実施されてきたものである。本稿策定にあたっては、過去シカ管理計画策定・実施に関わった県職員の方々に情報提供・ご助言をいただいた。この場を借りて感謝の意を表す。

7 文献

- 古林賢恒 (1985) 神奈川県丹沢におけるニホンジカの生息動態・森林環境の変化と大型野生動物の生息動態に関する基礎的研究 昭和 55～59 年度 :261-295. 環境庁自然保護局.
- 古林賢恒 (1991) ニホンジカのおかれている現状と問題点. 野生動物保護—21世紀への提言—:177-185pp
- 古林賢恒, 丸山直樹 (1977) 丹沢山塊札掛におけるシカの食性. 哺乳動物学雑誌 7(2) : 55-62
- 古林賢恒・山根正伸・羽山伸一・羽太博樹・岩岡理樹・白石利郎・皆川康雄・佐々木美弥子・永田

- 幸志・三谷奈保・ヤコブ・ボルコフスキー・牧野佐絵子・藤上史子・牛沢理 (1997) ニホンジカの生態と保全生物学的研究, 丹沢大山自然環境総合調査報告書 :319-421.
- 羽山伸一 (2001) 野生動物問題. 地人書館. 250pp
- 羽山伸一・吉林賢恒・三谷奈保・山根正伸 (1994) 丹沢山地におけるササの退行とニホンジカの状況 WWF Japan Science Report, 2(1) : 21-47
- 飯村武 (1965) 丹沢山塊のシカに関する調査. 神奈川県林業指導所報告 (13) : 1-44.
- 飯村武 (1980) シカの生態とその管理. 大日本山林会. 154pp.
- 神奈川県 (2003) 神奈川県ニホンジカ保護管理計画. 35pp.
- 神奈川県 (2012) 第3次神奈川県ニホンジカ保護管理計画. 43pp.
- 神奈川県 (2023) 第5次神奈川県ニホンジカ管理計画. 50pp.
- 神奈川県立生命の星・地球博物館 (1995) 神奈川県レッドデータ生物調査報告書. 257pp.
- 神奈川新聞社編 (1993) 丹沢 ブナは訴える. 神奈川新聞社. 162pp.
- 環境省 (2021) 第二種特定鳥獣管理計画作成のためのガイドライン (ニホンジカ編). 112pp.
- 片瀬英高・村田成文・丸智明・藤井秀仁・大岩幸太・國松竜太郎・永田幸志・石川信吾・町田直樹 (2020) ワイルドライフレンジャーの取り組み. 神奈川県自然環境保全センター報告 第16号 :9-16.
- 越地正・鈴木清・須賀一夫 (1996) 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1) ブナ, モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研究所研究報告 22:7-18
- 越地正・相原敬次・山根正伸・田村淳・谷脇徹 (2012) 丹沢山地におけるブナ林衰退の状況. 神奈川県自然環境保全センター報告第9号 :1-12.
- 丸山直樹・三浦慎吾・山岸清隆 (1972) 丹沢大山自然公園のシカの保護管理に関する調査報告. 東京農工大学自然保護学研究室 : 1-25.
- Maruyama, N and Furubayashi, K (1983) Preliminary examination of block count method for estimating number of sika deer in Fudakake. Journal of Mammalogical Society of Japan, 9:274-277
- 永田幸志・小林俊元・山根正伸・田村淳・栗林弘樹・瀧井暁子 (2005) 2003年度神奈川県ニホンジカ (Cervus nippon) 保護管理事業におけるニホンジカ個体群調査報告. 神奈川県自然環境保全センター報告 第2号. P1-10.
- 林野庁 (2012) 森林における鳥獣被害対策のためのガイドー 森林技術者のためのシカ対策の手引き 平成24年3月版. 46pp.
- 柴田敏隆・村瀬信義 (1964) 丹沢のシカと植生との関係. 丹沢大山学術調査報告書 :291-302.
- 水源環境保全・再生かながわ県民会議 (2010) 次期「かながわ水源環境保全・再生実行5か年計画」に関する意見書. 6pp.
- 末次加代子・池谷智志・小林俊元・川村優子・永田幸志・山根正伸・溝口暁子 (2009) 2007年度神奈川県ニホンジカ保護管理事業におけるモニタリング報告. 神奈川県自然環境保全センター報告 第6号. P5-19.
- 田口洋美 (1997) 丹沢山地および周辺の開拓と鳥獣排除の歴史的相関についてー近世から近代へー. 丹沢大山自然環境総合調査報告書 :422-452.
- 田村淳 (2017) 丹沢のシカ総合管理. (梶光一・飯島勇人 編. 日本のシカ). 183-202. 東京大学出版会.
- 田村淳・藤森博英・末次加代子・林・永田幸志 (2013) 丹沢全域の相対的な植生指標としての植生劣化レベルと林床植被レベル. 神奈川県自然環境保全センター報告 第11号. P37-43.
- 田村淳・永田幸志・小林俊元・山根正伸・栗林弘樹・瀧井暁子 (2005) 2003年度神奈川県ニホンジカ保護管理事業に関する植生調査結果とモニタリング指標の考案. 神奈川県自然環境保全センター報告 第2号. 11-20.
- 田村淳・末次加代子・藤森博英・永田幸志・池谷智志・小林俊元・栗林弘樹 (2013) 植生保護柵を活用したモニタリング地点の植生変化. 神奈川県自然環境保全センター報告 11:45-52
- 田村淳・山根正伸・武田潤・久富寛之 (2013) 神奈川県の水源林の施業地においてシカが林床植生に及ぼす影響. 神奈川県自然環境保全センター報告 11:53-60
- 丹沢大山自然環境総合調査調査団 (1997) 調査のまとめと自然環境保全への提言. 丹沢大山自然環境総合調査報告書 :1-11.

丹沢自然保護協会 (2021) 空に鳥森にけもの川に魚
を—NPO 法人丹沢自然保護協会六十一年のあゆ
み. 夢工房. 216pp.

渡邊邦夫・三谷雅純 (2019) 日本列島にみる人とニ
ホンザルの関係史—近年の急激な分布拡大と農
作物被害をもたらした歴史的要因—. 人と自然
30:49 – 68__

山根正伸 (2012) 奥山に登ったシカ (木平勇吉・勝
山輝男・田村淳・山根正伸・羽山伸一・糸長浩
司・原慶太郎・谷川潔 編. 丹沢の自然再生.)
283-295

神奈川県の水源地整備地における 中大型哺乳類の種構成とニホンジカの生息状況

大石圭太*・山根正伸*・谷脇 徹*・田村 淳**

Medium and large sized mammal fauna and the distribution and abundance of sika deer in managed water-source forests in Kanagawa Prefecture.

Keita OISHI*, Masanobu YAMANE*, Tooru TANIWAKI*, Atsushi TAMURA**

要 旨

丹沢地域、箱根地域、小仏地域の水源地（スギ林、ヒノキ林、広葉樹林）計 73 林分で自動撮影カメラを用いた中大型哺乳類の生息状況調査を 2013 年 11 月～2016 年 3 月と 2017 年 12 月～2020 年 10 月の 2 時点で実施した。その結果、丹沢地域と小仏地域ではニホンジカ（以下、シカ）、タヌキ、イノシシ、アナグマ等の 15 種の中大型哺乳類が確認されたが、15 種のうちのニホンザル、キツネ、ツキノワグマの 3 種は箱根地域では撮影されなかった。在来種 11 種のうち 8 種は広葉樹林での撮影頻度が高い傾向があった。シカの撮影頻度が最も高い丹沢地域では、2 時点とも雄よりも雌の割合が高かった。箱根地域では 2 時点目の方が 1 時点目よりシカの撮影頻度が高くなり、雌の割合も高くなった。小仏地域では他の地域よりシカの撮影頻度が低く、雌の割合が低かった。箱根地域で 1 時点目から 2 時点目にかけてシカの定着が急激に進んだことが示唆された。

キーワード：自動撮影カメラ、撮影頻度、性比、水源地

I はじめに

神奈川県では、将来にわたる良質な水の安定的確保を目的とした水源地環境保全・再生施策により、2007 年から県内の代表的な山地である丹沢山地、箱根外輪山、小仏山地（以下、それぞれ、丹沢地域、箱根地域、小仏地域）に設定された水源地の森林エリアにおいて、下層植生を回復させ、土壌保全効果を高めるための間伐等の森林整備が進められている（神奈川県 2021）。また、これらの事業の効果検証の一環として、森林整備の生物多様性への波及効果を評価するため、森林の階層構造や林床植生、土壌

動物、昆虫、鳥類、哺乳類の生息状況をモニタリングする森林生態系効果把握調査が 2013 年から概ね 5 年おきに実施されている（例えば、指村ほか 2014、赤嶺ほか 2015、成瀬ほか 2016a、田村ほか 2016a, b, c、近藤ほか 2018、遠藤ほか 2020、神奈川県 2021）。

その中で、本稿では中大型哺乳類の調査結果を報告することとする。県内での哺乳類の生息状況については、管理計画が策定されているシカ（神奈川県 2023a）やイノシシ（神崎・金子 2001、神奈川県 2023b）、ニホンザル（福田 1982、飯村 1987、神奈川県 2023c）のほか、ニホンカモシカ（永田ほか

* 神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課（〒 243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

** 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課（〒 243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

2018、關 2022) やツキノワグマ (羽澄ほか 1997、永田ほか 2007、Doko et al. 2011、關・鈴木 2018)、各種の中小型哺乳類 (安藤ほか 2007)、外来種のアライグマ (長縄・中山 2007、永井 2020) などで報告されている。しかし、スギやヒノキの人工林が多くを占める水源の森林エリアでの哺乳類の生息状況を網羅的に調査した報告はほとんどなく、どのような種が生息しているのか地域ごとに把握することが基礎資料として重要である。

また、森林整備による植生回復を阻害することが懸念されるシカについては、神奈川県では丹沢地域で密度が高く (古林・山根 1997、藤森ほか 2013)、2000 年代以降、箱根地域や小仏地域でもシカの生息が確認されるようになった (永田ほか 2013)。丹沢地域や箱根地域、小仏地域でのシカの生息状況調査は区画法 (石川ほか 2023) や約 5 km²メッシュ単位での糞塊法 (神奈川県 2023a) により行われているが、水源林の林相に応じた生息状況の情報が不足している現状がある。また、シカは定着が進むにつれて雌の割合が高くなることから (浅田 2013、出口・村山 2016)、シカの生息状況が異なる 3 地域ではシカの性比が異なる可能性がある。このようなシカの

性比を含めた各種哺乳類の地域別・林相別の生息状況を網羅的に把握するには赤外線センサー付き自動撮影カメラを用いた調査が有効である。

そこで、本研究では、自動撮影カメラで撮影されることが想定される中大型哺乳類の水源林での生息状況を把握するため、丹沢地域、箱根地域、小仏地域の計 73 林分の水源林を調査地として、2013 年から 2020 年の間に概ね 5 年間隔で 2 回ずつ、夏と冬に赤外線センサー付き自動撮影カメラを用いた調査を実施した。シカについては、雌雄を区別して撮影個体数および撮影頻度を集計し、定着状況との関係を解析した。

II 調査地概要

本研究では、森林生態系効果把握調査において、2013 年に小仏地域 (谷脇 2014)、2014 年に箱根地域 (成瀬ほか 2015)、2015 年に丹沢地域 (成瀬ほか 2016b) で設定された計 73 地点の水源林を調査地とした (図 1、表 1)。調査地の林相は、丹沢地域 (35° 24' 13" ~ 35° 30' 08" N、139° 09' 24" ~ 139° 17' 09" E、標高 145 ~ 618m) ではスギ人工林

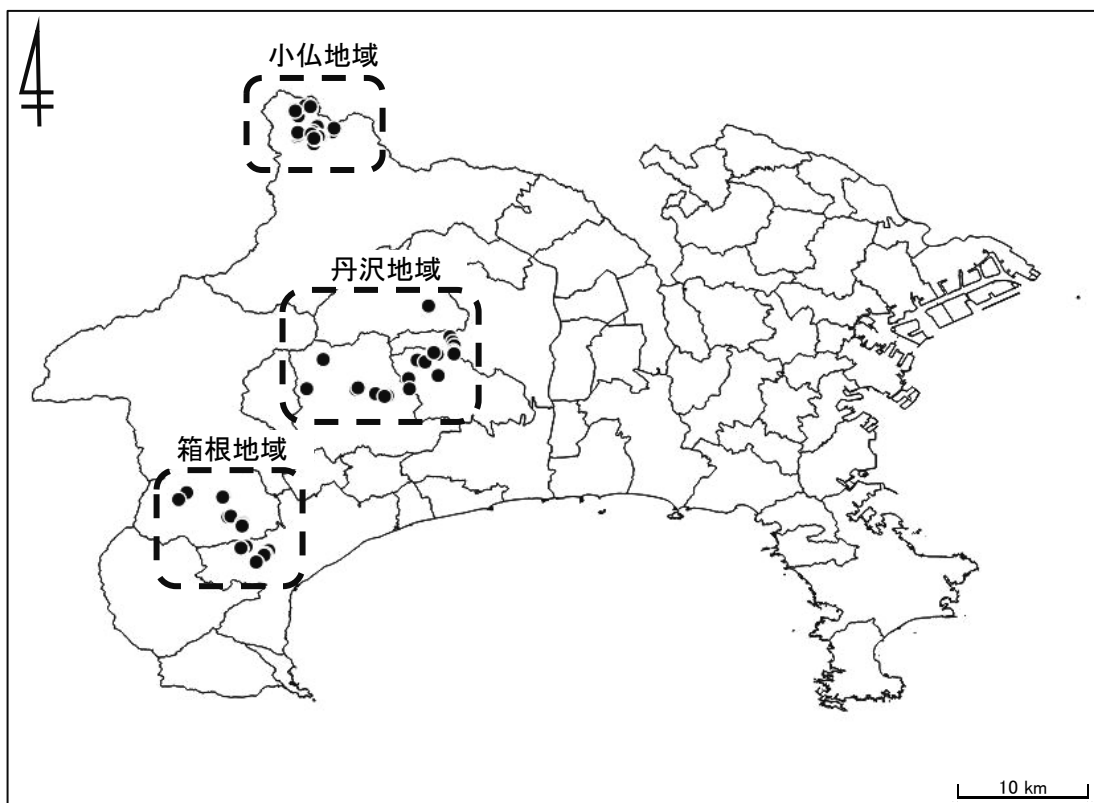


図 1 調査地位置図

(以下、スギ林) が 9 林分、ヒノキ人工林 (以下、ヒノキ林) が 10 林分、広葉樹林が 7 林分、箱根地域 (35° 15' 29" ~ 35° 19' 12" N, 139° 12' 42" ~ 139° 07' 24" E、標高 135 ~ 422m) ではスギ林が 8 林分、ヒノキ林が 9 林分、広葉樹林が 3 林分、小仏地域 (35° 37' 34" ~ 35° 39' 34" N, 139° 08' 46" ~ 139° 10' 51" E、標高 334 ~ 595m) ではスギ林が 9 林分、ヒノキ林が 9 林分、広葉樹林が 9 林分であった (表 1)。本研究の調査地には森林生態系効果把握調査の 20 m × 20 m のコドラートが設定されており、本稿の中大型哺乳類調査に加えて、2013 年から植生、土壤動物、昆虫、鳥類、小型哺乳類等の調査が実施されてきた (例えば、指村ほか 2014、赤嶺ほか 2015、成瀬ほか 2016a、田村ほか 2016a, b, c、近藤ほか 2018、遠藤ほか 2020)。

表 1 地域・林相ごとの調査地点数

林相	地域			計
	丹沢	箱根	小仏	
スギ林	9	8	9	26
ヒノキ林	10	9	9	28
広葉樹林	7	3	9	19
計	26	20	27	73

III 調査方法

1 自動撮影カメラの設置と撮影

2013 年 11 月 ~ 2016 年 3 月に 1 回目 (以下、1 巡目)、2017 年 12 月 ~ 2020 年 10 月に 2 回目 (以下、2 巡目) の調査を実施した (表 2)。今回は便宜上、5 ~ 10 月を夏、11 月 ~ 4 月を冬として扱った。各林分で夏と冬にそれぞれ 4 ~ 6 年間隔で 2 回ずつ、概ね 3 ~ 4 ヶ月ずつの調査を 73 地点全ての調査地で実施した。コドラート内もしくはその周辺 10 m 以内に、獣道を通る哺乳類を狙って 2 台ずつの赤外線センサー付き自動撮影カメラ (HykeCam SP2、TREL10J、LTL-Acorn5210B、SG560K-12mHD、SG560K-

14mHD、SG560P-8M) を設置した。カメラの設置方法は、立木に約 1.5 m の高さで固定し、撮影画面上で空 (樹木を含む) と地面の面積割合がおおむね 2 : 8 になるようアングルを調整した。センサーの感度は中程度としたが、動物が映っていない撮影 (空打ち) が多い状況が続く場合には感度を落とす等、適宜調整した。撮影モードは 3 連写とし、3 連写で 1 回の撮影とみなした。カメラの点検と撮影データの回収は概ね 1 ヶ月に 1 回の頻度で行った。

2 撮影画像の判読と集計

PC の画面に撮影画像を映し、撮影された種の同定を行い、1 回の撮影ごとに調査地名、カメラ番号、日時、撮影された種、撮影個体数等を記録した。哺乳類の和名や学名は原則的に世界哺乳類標準和名 (川田ほか 2018) に準じた。ただし、「キツネ」と「イヌ」の和名については便宜的にそのまま総称を用いることとした。シカについては、角の有無や尖数、体サイズや体つき等から性齢が判別できた個体については、「成獣雄」、「成獣雌」、「幼獣」を区別して記録した。ただし、5 分以内に同じカメラで同種が連続して撮影された場合には、身体的特徴から明らかに別個体でない限りは同一個体とみなし、何回撮影されても 1 回の撮影とみなした。なお、撮影された哺乳類の中で、コウモリ類、ムササビ、ネズミ類、リス類といった飛翔性や樹上性、小型の哺乳類は検出漏れが多いと推測されるため、解析から除外した。

3 データ解析

(1) 撮影頻度

調査地ごとに 2 台のカメラで撮影された個体数を合算し、100Camera・Day (カメラ数・稼働日数、以下 CD) あたりに換算した撮影頻度を算出した。点検時にカメラが作動していなかった場合の稼働日数については、記録媒体の容量不足の場合は最後の撮影日まで、バッテリー切れの場合は最後の撮影日とカメラ点検日の中間日までを稼働日に含め、設置日

表 2 地域・季節ごとの調査期間

時点	季節	丹沢地域	箱根地域	小仏地域
1 巡目	夏	2015/6/25 ~ 10/31	2014/7/29 ~ 10/31	2014/7/30 ~ 10/31
	冬	2015/11/1 ~ 2016/3/7	2014/11/1 ~ 2015/3/10	2013/11/14 ~ 2014/3/11
2 巡目	夏	2019/6/25 ~ 10/31	2020/6/25 ~ 10/31	2020/6/25 ~ 10/31
	冬	2019/11/1 ~ 2020/2/28	2018/11/1 ~ 2019/2/6	2017/12/5 ~ 2018/3/8

と撤去日の稼働日数は0.5日として扱った。

(2) 中大型哺乳類種の撮影頻度の比較

哺乳類の種ごとの撮影頻度に関係する要因を調べるため、一般化線形モデルによる解析を行った。ここでは、応答変数を哺乳類の種ごとの撮影個体数、オフセット項をCDとした。説明変数には、地域（丹沢地域、箱根地域、小仏地域）、林相（スギ林、ヒノキ林、広葉樹林）、時点（1巡目、2巡目）、季節（夏、冬）を用いた。確率分布は原則的にはポワソン分布に従うものと仮定したが、ポワソン分布で過分散となる種については負の二項分布を仮定した。なお、変数が3群の地域と林相については、一般化線形モデルによる解析後、Tukeyの方法を用いた多重比較を行った。

(3) シカの撮影頻度と性比の比較

シカについては、地域・季節・林相ごとに分けた調査地の1巡目と2巡目の撮影頻度の比較をWilcoxonの符号順位検定を用いて行った。ただし、林相については、上記の一般化線形モデルを用いた解析でスギ林とヒノキ林にシカの撮影頻度の差がみられなかったため、これらの撮影頻度は合算した。

また、シカの侵入、定着の段階により性比に違いがみられるのかを調べるため、一般化線形モデルによる解析を行った。ここでは、応答変数をシカの成獣の雌および雄の撮影個体数とした。幼獣に関して

は、角が生え始める前の雄と雌の区別ができないため、今回は成獣の性比のみを扱った。説明変数には地域、林相、時点、季節およびシカの撮影頻度（幼獣および性齢不明の個体も含む）を用いた。確率分布は二項分布を仮定した。一般化線形モデルによる解析後、ここでも地域、林相についてはTukeyの方法で多重比較を行った。さらに、カイ二乗検定を用いて地域・季節・林相ごとの雌と雄の割合を1巡目と2巡目で比較した。ただし、雌または雄の撮影個体数の期待値が5個体未満の項目が含まれる場合にはFisherの正確確率検定を用いた。

IV 結果および考察

1 各調査地域の中大型哺乳類の種構成

全調査期間を通して、56,065CDで4目11科15種の中大型哺乳類（表3）が18,969個体撮影され、神奈川県内の水源林がこれらの種の生息場所として機能していることが確認された。1巡目と2巡目のデータをプールした全調査地の撮影頻度は、シカが 13.3 ± 21.3 （撮影個体数/100CD、平均±標準偏差）で最も高頻度であり、次いでタヌキが 6.3 ± 9.6 、イノシシが 4.1 ± 7.6 であった（表3）。これら3種は、丹沢地域、箱根地域、小仏地域のいずれにおいても撮影頻度の上位5種に含まれた（図2）。各地域で撮影頻度が最も高かった種は、丹沢地域と箱根地域がシカ、小仏地域がタヌキであった（図2）。

表3 各調査地の中大型哺乳類種の撮影頻度の平均値

区分	目	科	種	学名	撮影頻度*2 (平均±SD)	
在来種	偶蹄	シカ	ニホンジカ	<i>Cervus nippon</i>	13.323 ± 21.320	
	食肉	イヌ	タヌキ	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	6.257 ± 9.552	
	偶蹄	イノシシ	イノシシ	<i>Sus scrofa</i>	4.086 ± 7.644	
	食肉	イタチ	アナグマ	<i>Meles anakuma</i>	2.395 ± 4.803	
	霊長	オナガザル	ニホンザル	<i>Macaca fuscata</i>	1.983 ± 6.248	
	兎形	ウサギ	ニホンノウサギ	<i>Lepus brachyurus</i>	1.874 ± 3.607	
	食肉	イタチ	ニホンテン	<i>Martes melampus</i>	1.099 ± 1.955	
	食肉	イヌ	キツネ*1	<i>Vulpes vulpes</i>	0.173 ± 0.688	
	食肉	イタチ	ニホンイタチ	<i>Mustela itatsi</i>	0.094 ± 0.306	
	食肉	クマ	ツキノワグマ	<i>Ursus thibetanus</i>	0.055 ± 0.247	
	偶蹄	ウシ	ニホンカモシカ	<i>Capricornis crispus</i>	0.049 ± 0.270	
	外来種	食肉	ジャコウネコ	ハクビシン	<i>Paguma larvata</i>	1.677 ± 3.476
		食肉	ネコ	イエネコ	<i>Felis catus</i>	0.265 ± 1.876
食肉		アライグマ	アライグマ	<i>Procyon lotor</i>	0.132 ± 0.473	
食肉		イヌ	イヌ*1	<i>Canis lupus</i>	0.081 ± 0.278	

在来種と外来種に区分し、それぞれ撮影頻度が高い順に示す。

目名、科名、種名、学名は原則的に世界哺乳類標準和名（川田ほか 2018）に準じた。

*1 種名の「キツネ」と「イヌ」に関しては、今回は便宜的に総称を採用した。

*2 撮影頻度：100カメラ・稼働日（CD）あたりの撮影個体数（図2～6も同様）

丹沢地域と小仏地域では、15種が全て撮影されたが、箱根地域ではニホンザル、キツネ、ツキノワグマが撮影されなかった（図2）。その要因については今後検討する必要があるが、ニホンザルについては、周辺での管理捕獲（神奈川県 2007, 2023c）が関係している可能性がある。

どの地域で撮影頻度が高いかは種によって異なった（図2）。シカは撮影頻度の地域間差が顕著で、丹沢地域、箱根地域、小仏地域の順に撮影頻度が高く（図2）、いずれも0.1%水準で有意差が認められた（表4, 5）。一方、タヌキのように撮影頻度の地域間差が認められなかった種もあった（図2、表4, 5）。

1巡目と2巡目のどちらの撮影頻度が高いかは種によって異なった（図3）。撮影頻度が2巡目の方が有意に高い種はニホンジカ、ニホンテンで、2巡目の撮影頻度が有意に低い種はタヌキ、イノシシ、ニホンノウサギ、ニホンザル、キツネ、イエネコであった（図3、表4）。

夏と冬のどちらの撮影頻度が高いかは種によって異なった（図4）。ツキノワグマは夏の撮影のみであり、その他、撮影頻度が夏の方が有意に高い種はシカ、タヌキ、イノシシ、アナグマ、キツネ、ニホンカモシカ、ハクビシン、冬の方が有意に高い種はニホンノウサギ、ニホンテン、イヌであった（表4）。丹沢の冬に撮影頻度が高かったイヌは、シカの管理捕獲や猟で用いられた猟犬が多く撮影されたと考えられる。

林相では、在来種の多くの種で広葉樹林での撮影頻度が高い傾向がみられ（図5）、11種のうち、シカ、タヌキ、イノシシ、アナグマなど8種の広葉樹での撮影頻度がスギ林またはヒノキ林より有意に高かった（表5）。そのため、針葉樹人工林よりも広葉樹林の方がこれらの在来種の訪問頻度が高いと考えられる。一方、外来種の4種はいずれも林相による撮影頻度の有意な差がみられず（表5）、林相に関係なく水源林を生息場所として利用していると考えられる。

2 地域・季節・林相別のニホンジカ撮影頻度と性比の時点間比較

シカ撮影頻度は、丹沢地域ではいずれの季節・林相でも時点間に有意な差がなかった（図6）。一方、箱根地域では、1巡目から2巡目のシカ撮影頻度の増加が顕著で、夏の人工林と広葉樹林および冬の人工林と広葉樹林の全てのパターンでシカの撮影頻度が2巡目の方が1巡目より高かった（図6）。この傾向は小仏地域の夏の人工林でもみられた（図6）。

シカの性比の解析に用いたデータは、成獣の雌が2,481個体、成獣の雄が1,379個体で、これらの成獣の雌雄の合計個体数は本研究全体で撮影された7,694個体の50%以上を占めた。その他は幼獣が1,487個体、齢または性が判別できなかった個体が2,347個体であった。成獣に占める雌の割合は丹沢地域で顕著に高い傾向があり（図7）、地域間の有意な差があった（表6, 7）。いずれの地域でも雌の

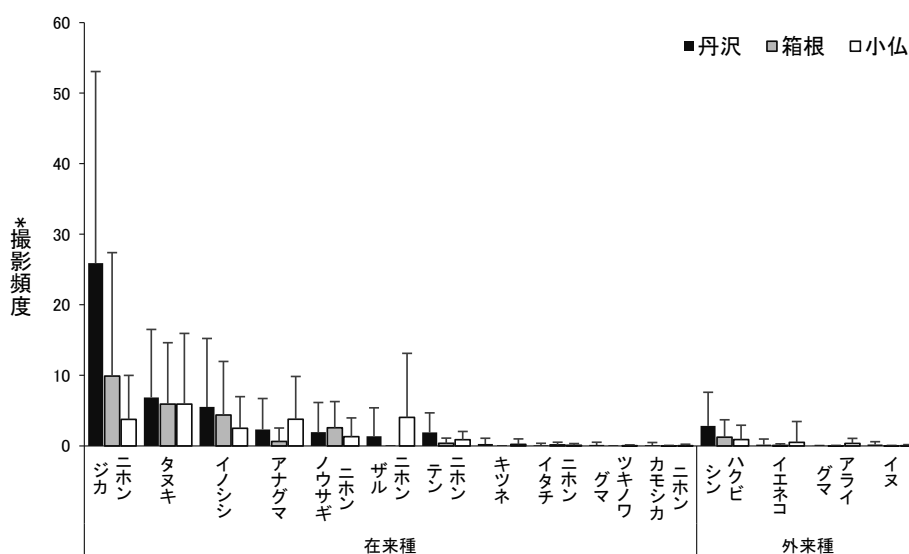


図2 地域ごとの各中大型哺乳類種の撮影頻度の平均値
バーは標準偏差を示す（図3～5も同様）。

表4 各中大型哺乳類種の撮影頻度と各変数との関係についての一般化線形モデルによる解析結果

区分	種	地域		時点	季節	林相	
		丹沢-箱根	丹沢-小仏	1-2 巡目	夏-冬	CJ-CO	CJ-BR
在来種	ニホンジカ	> ***	> ***	< ***	> ***	n.s.	< **
	タヌキ	n.s.	n.s.	> ***	> *	< **	< ***
	イノシシ	n.s.	> ***	> **	> ***	n.s.	< **
	アナグマ	> ***	n.s.	n.s.	> ***	< *	< ***
	ニホンノウサギ	n.s.	> **	> ***	< ***	n.s.	< *
	ニホンザル	NA	< **	> *	n.s.	n.s.	n.s.
	ニホンテン	> ***	> ***	< **	< *	< *	< *
	キツネ	NA	n.s.	> ***	> ***	< ***	< ***
	ニホンイタチ	< *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	< **
	ツキノワグマ	NA	> ***	n.s.	NA	n.s.	n.s.
	ニホンカモシカ	> **	> **	n.s.	> *	n.s.	n.s.
	外来種	ハクビシン	> **	> ***	n.s.	> ***	n.s.
イエネコ		> ***	n.s.	> **	n.s.	n.s.	n.s.
アライグマ		n.s.	< ***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
イヌ		> ***	> ***	n.s.	< ***	n.s.	n.s.

応答変数を各哺乳類種の撮影個体数、オフセット項をCDとした。確率分布はポワソン分布または負の二項分布に従うものと仮定した。

林相の「CJ」はスギ林、「CO」はヒノキ林、「BR」は広葉樹林を示す(表5も同様)。

「>」と「<」は変数の各群間に有意差がみられた撮影頻度の大小関係を示す。「***」は0.1%、「**」は1%、「*」は5%水準で有意な差がみられたことを示す。「n. s.」は有意差がみられなかったことを示す。「NA」は全ての調査地の撮影頻度が0の群を含むため解析不可であったことを示す(表5も同様)。

表5 地域および林相による各中大型哺乳類種の撮影頻度の差についての多重比較の結果

区分	種	地域			林相		
		丹沢-箱根	丹沢-小仏	箱根-小仏	CJ-CO	CJ-BR	CO-BR
在来種	ニホンジカ	> ***	> ***	> ***	n.s.	< *	< *
	タヌキ	n.s.	n.s.	n.s.	< **	< ***	< **
	イノシシ	n.s.	> ***	> ***	n.s.	< *	< *
	アナグマ	> ***	n.s.	< ***	n.s.	< ***	< **
	ニホンノウサギ	n.s.	> *	> *	n.s.	< *	n.s.
	ニホンザル	NA	< **	NA	n.s.	n.s.	n.s.
	ニホンテン	> ***	> ***	< ***	< *	< *	n.s.
	キツネ	NA	n.s.	NA	< ***	< ***	n.s.
	ニホンイタチ	n.s.	n.s.	> *	n.s.	< **	n.s.
	ツキノワグマ	NA	> **	NA	n.s.	n.s.	n.s.
	ニホンカモシカ	> *	> *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	外来種	ハクビシン	> *	> ***	n.s.	n.s.	n.s.
イエネコ		> ***	n.s.	< *	n.s.	n.s.	n.s.
アライグマ		n.s.	< ***	< ***	n.s.	n.s.	n.s.
イヌ		> ***	> ***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

表4の一般化線形モデルによる検定後、Tukeyの方法を用いて多重比較を行った。

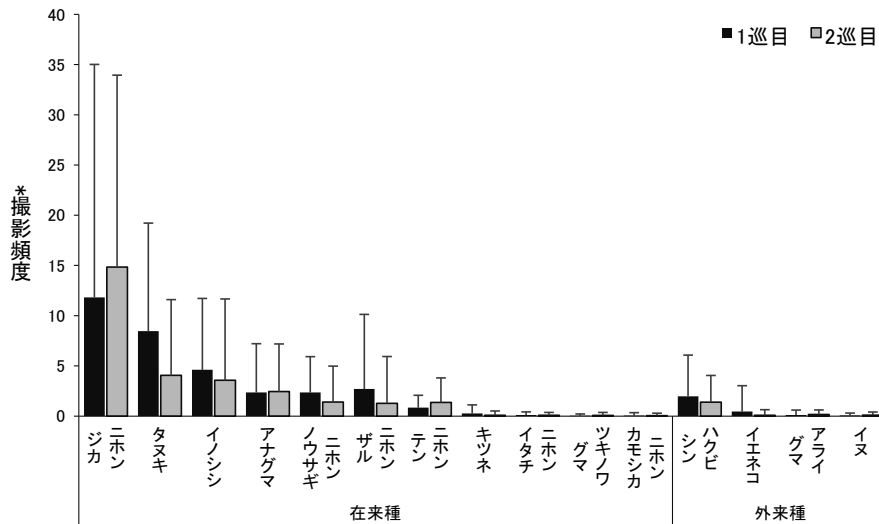


図3 時点ごとの各中大型哺乳類種の撮影頻度の平均値

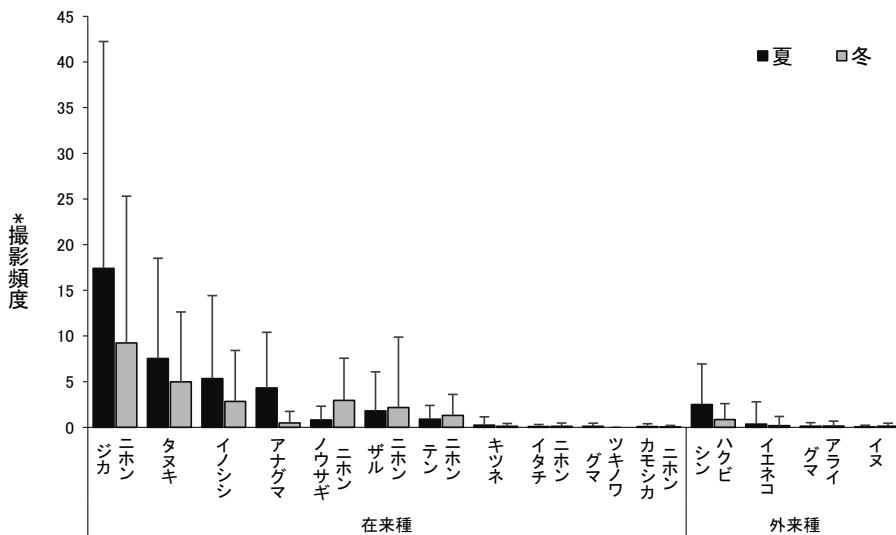


図4 季節ごとの各中大型哺乳類種の撮影頻度の平均値

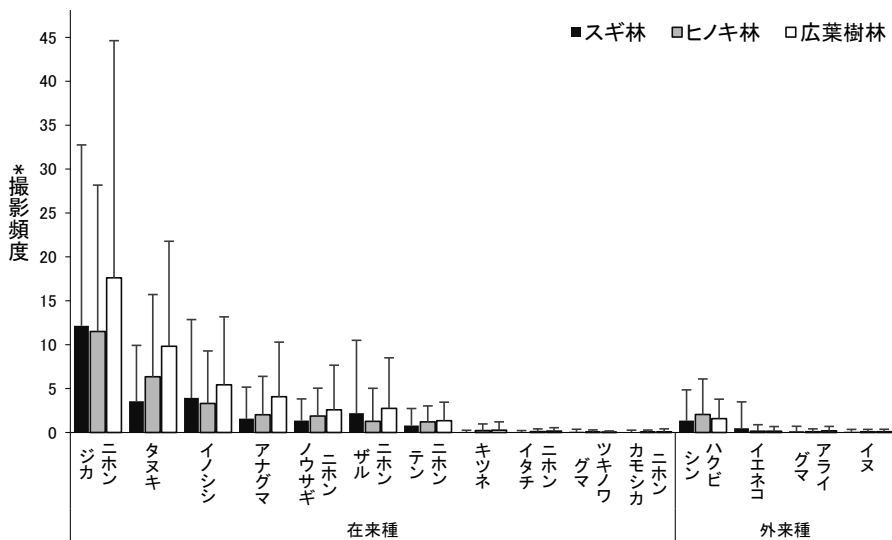


図5 林相ごとの各中大型哺乳類種の撮影頻度の平均値

割合は2巡目の方が高くなる傾向があり(図7)、時点間の有意な差があった(表6)。箱根地域の夏の人工林と広葉樹林の2巡目の雌の割合は丹沢地域と同水準まで高くなった(図7)。また、シカの撮影頻度が高くなると雌の割合が有意に高くなった(表6)。

このような地域によるシカの撮影頻度および性比の差は、神奈川県内におけるシカの分布拡大の過程や各地域の定着状況の違いが要因となっていると考えられる。多くの哺乳類や鳥類で、雄が遠く離れた場所に分散するのに対して雌は定着性が強いことが知られており(Greenwood 1980)、ニホンジカでも分布拡大の初期は雄の比率が高く、その後、定着が進むにつれて雌の割合が高くなる(浅田 2013、出口・村山 2016)。本研究においてもシカの撮影頻度には雌の割合に対する有意な正の効果が認められた(表6)。そのため、2000年代にシカの生息が確認され始めた箱根地域と小仏地域(永田ほか 2013)は、少なくとも1巡目の時点では丹沢地域と比較してシカの定着が進んでいなかったと考えられる。しかし、箱根地域と小仏地域はともに1巡目から2巡目にシカの撮影頻度および雌の割合が高くなっており、これら2地域でシカの生息密度が高くなっていると推測される。特に、箱根地域では本研究の調査期間の4~6年間でシカの定着が急速に進んだと考えられる。

3 まとめ

以上のように、神奈川県の水源林が15種の中大型哺乳類の生息地として機能していることが明らかとなった。特に、多くの在来種の撮影頻度が広葉樹林で高く、哺乳類の保全に配慮した森林管理を考えていくうえでは、水源林のなかでも広葉樹林があることが重要となる可能性がある。

また、シカの撮影頻度および性比の結果から、水源林の3地域のシカの定着状況の違いを把握することができた。丹沢地域の多くの地点でシカが高密度化し、2018年度に箱根地域でシカが急増し、小仏地域でも2015年度から微増が続いているという結果が区画法によるシカの生息密度推定でも得られており(石川ほか 2023)、このようなシカの増加傾向は本研究では自動撮影カメラによる撮影頻度の増加と雌の割合の増加として把握された。

今後は、各調査地の施業履歴や、階層構造、林床植生状況などの詳細なデータを取得し、各哺乳類種の生息状況と併せて解析し、神奈川県で推進されている森林整備がこれらの哺乳類の多様性に及ぼす効果を検証していく必要がある。

表6 シカの雌の割合と各変数の関係についての一般化線形モデルによる解析結果

変数	結果	係数	標準誤差	z 値	Pr(> z)
(Intercept)		0.377	0.110	3.444	< 0.001
地域	丹沢 > 箱根	1.477	0.106	13.944	< 0.001
	丹沢 > 小仏	2.115	0.136	15.549	< 0.001
林相	ヒノキ林 > スギ林	0.244	0.090	2.714	< 0.01
	広葉樹林 ≒ スギ林	0.125	0.090	1.391	0.164
時点	2巡目 > 1巡目	1.080	0.089	12.095	< 0.001
季節	夏 > 冬	0.220	0.085	2.602	< 0.01
シカ撮影頻度	正の効果	0.007	0.001	6.167	< 0.001

シカの成獣が撮影されなかった調査地は除外した。応答変数をシカの成獣の雌の撮影個体数とした。確率分布は二項分布を仮定した。

表7 地域および林相によるシカの雌の割合の差についての多重比較の結果

変数	結果	係数	標準誤差	z 値	Pr(> z)
地域	丹沢 > 箱根	1.477	0.106	13.944	< 0.001
	丹沢 > 小仏	2.115	0.136	15.549	< 0.001
	箱根 > 小仏	0.638	0.129	4.927	< 0.001
林相	ヒノキ林 > スギ林	0.244	0.090	2.714	< 0.05
	ヒノキ林 > 広葉樹林	0.369	0.093	3.947	< 0.001
	スギ林 ≒ 広葉樹林	0.125	0.090	1.391	0.345

一般化線形モデルによる検定後、Tukeyの方法を用いて多重比較を行った。

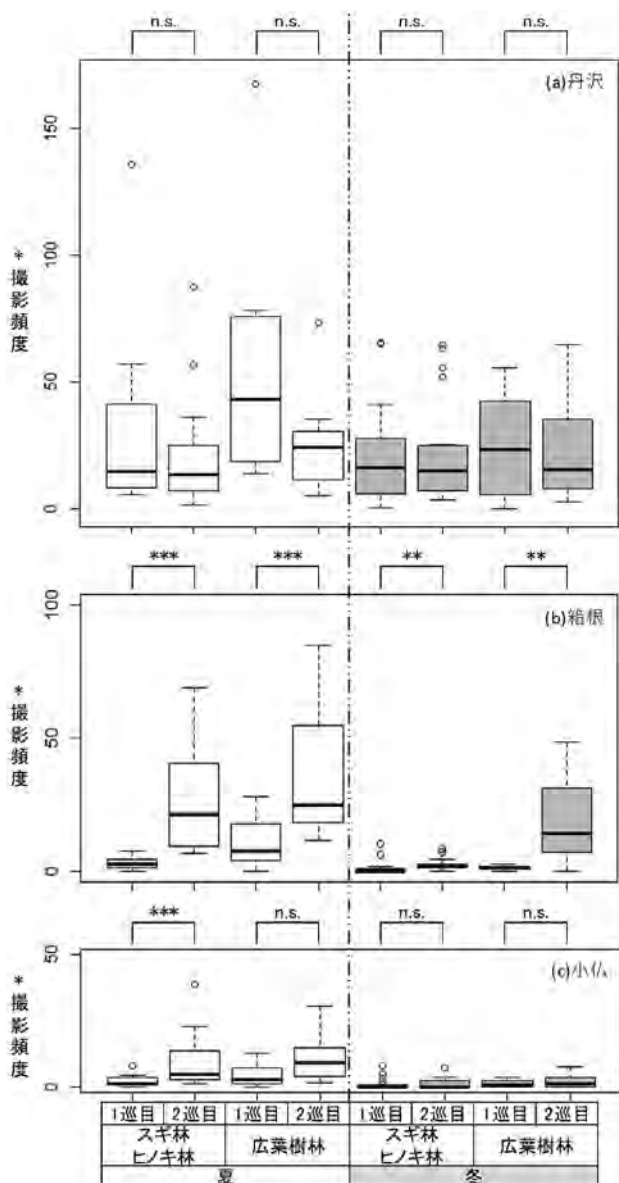


図6 地域・時点・季節・林相ごとの各調査地のシカの撮影頻度

表5の解析結果から、スギ林とヒノキ林のシカ撮影頻度に有意差は見られなかったため、これらの撮影頻度を合算した。

「***」は0.1%、「**」は1%、「*」は5%水準で有意な差がみられたことを、「n. s.」は有意差がみられなかったことを示す (Wilcoxon の符号順位検定)。

V 謝辞

本研究を進めるにあたり、当センター歴代の特別研究員である成瀬真理生氏、指村奈穂子博士、赤嶺真由美博士、近藤博史博士、遠藤幸子博士には委託業務の手配および結果の取りまとめにご尽力いただいた。また、調査の実施にあたり、受託会社であるアジア航測(株)と(株)地域環境計画、新日本環境調査(株)の担当者各位にご協力いただいた。以上の皆様にお礼申し上げる。

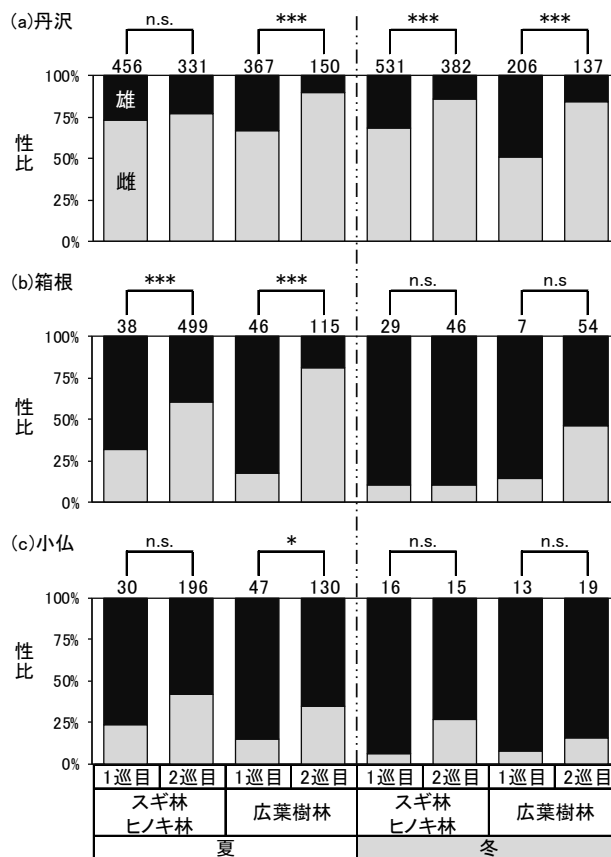


図7 地域・季節・林相・時点ごとのシカの成獣の性比

グラフの上の数字はサンプル数(シカ成獣個体数)を示す。「***」は0.1%、「**」は1%、「*」は5%水準で有意な差がみられたことを、「n. s.」は有意差がみられなかったことを示す (カイ二乗検定または Fisher の正確確率検定)。

VI 引用文献

赤嶺真由美・成瀬真理生・田村淳 (2015) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—土壌動物—。平成 26 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告。47: 106-107

安藤元一・太田真琴・吉田竜太郎・大久保慶信・鈴木 圭 (2007) 哺乳類・鳥類—中小型哺乳類—地上性・樹上性の中小型哺乳類—。165-176。丹沢大山総合調査学術報告書。財団法人 平岡環境科学研究所編, 472 pp, 神奈川県, 神奈川県。

浅田正彦 (2013) ニホンジカとアライグマにおける低密度管理手法「遅滞相管理」の提案。哺乳類科学 53(2): 243-255

出口善隆・村山恭太郎 (2016) 新規分布地域にお

- けるニホンジカの生息地利用および性別割合．
哺乳類科学 56(1): 37-41
- Doko T., Fukui H., Kooiman A., Toxopeus A. G.,
Ichinose T., Chen W., Skidmore A.K. (2011)
Identifying habitat patches and potential
ecological corridors for remnant Asiatic
black bear (*Ursus thibetanus japonicus*)
populations in Japan. *Ecological
Modelling*. 222(3): 748-761
- 遠藤幸子・田村淳・近藤博史 (2020) 水源林など公
益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林
の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林
生態系に及ぼす効果把握—鳥類—. 平成 30 年
度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研
究連携課業務報告. 51: 77-78
- 藤森博英・末次加代子・池谷智志・小林俊元・永田
幸志・羽太博樹・木佐貫健二 (2013) 第 2 次神
奈川県ニホンジカ保護管理計画期間中の区画法
によるニホンジカの生息密度. 神奈川県自然
環境保全センター報告 11: 27-36
- 福田史夫 (1982) ニホンザルのオスの年齢と群間移
動との関係. *日本生態学会誌*. 32(4): 491-
498
- 古林賢恒・山根正伸 (1997) 丹沢山地長尾根での森
林皆伐後のニホンジカとスズタケの変動. *野
生生物保護* 2(4): 195-204
- Greenwood P. J. (1980) Mating systems,
philopatry and dispersal in birds and
mammals. *Animal Behaviour*. 28(4): 1140-
1162
- 羽澄俊裕・小山克己・長縄今日子・釣賀一二三 (1997)
大型哺乳類とその保護—ツキノワグマ. 453-
469. 丹沢大山自然環境総合調査報告書. 財団
法人神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合
調査団企画委員会編, 635 pp, 神奈川県, 神
奈川県.
- 飯村 武 (1987) 丹沢山塊のニホンザルについて.
神奈川県自然誌資料. 8: 61-66
- 石川 烈・永井広野・永田幸志・町田直樹・石川信
吾 (2023) 神奈川県ニホンジカ管理計画におけ
る生息状況モニタリング結果. 神奈川県自然
環境保全センター報告. 17: 17-24
- 神奈川県 (2007) 第 2 次神奈川県ニホンザル保護管
理計画. 44pp, 神奈川県, 神奈川県.
- 神奈川県 (2021) 第 4 期かながわ水源環境保全・再
生実行 5 か年計画. 52pp, 神奈川県, 神奈川県.
神奈川県 (2023a) 第 5 次神奈川県ニホンジカ管理
計画. 50pp, 神奈川県, 神奈川県.
神奈川県 (2023b) 第 2 次神奈川県イノシシ管理計
画. 37pp, 神奈川県, 神奈川県.
神奈川県 (2023c) 神奈川県ニホンザル保護管理計
画. 41pp, 神奈川県, 神奈川県.
- 神崎 伸夫, 金子 雄二 (2001) 神奈川県藤野町に
おけるニホンイノシシによる農作物被害と被害
対策の現状. *ワイルドライフ・フォーラム*.
6(4): 155-160
- 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: 1-53
- 近藤博史・田村淳・遠藤幸子 (2018) 水源林など
公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源
林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森
林生態系に及ぼす効果把握—林床性昆虫・地表
性昆虫—. 平成 29 年度神奈川県自然環境保全
センター研究企画部研究連携課業務報告. 50:
90-92
- 永井 広野 (2020) 神奈川県アライグマ防除実施計
画における防除の取り組みと現状. *森林野生
動物研究会誌*. 45: 35-41
- 長縄今日子・中山 文 (2007) 哺乳類・鳥類—大型
哺乳類—丹沢山麓におけるアライグマの分布と
防除の現状について—. 180-187. 丹沢大山総
合調査学術報告書. 財団法人 平岡環境科学研
究所編, 472 pp, 神奈川県, 神奈川県.
- 永田幸志・羽澄俊裕・小林俊元 (2007) 哺乳類・鳥
類—大型哺乳類—丹沢山地における大型哺乳類
の分布—. 133-134. 丹沢大山総合調査学術報
告書. 財団法人 平岡環境科学研究所編, 472
pp, 神奈川県, 神奈川県.
- 永田幸志・藤森博英・池谷智志・末次加代子・小林
俊元・栗林弘樹 (2013) 神奈川県におけるニ
ホンジカの分布. 神奈川県自然環境保全セン
ター報告 11: 21-26
- 永田幸志・谷川 潔・町田直樹 (2018) 丹沢山地に
おけるニホンカモシカの生息密度. 神奈川県
自然環境保全センター報告. 15: 51-53
- 成瀬真理生・赤嶺真由美・田村 淳 (2015) 水源林

- など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—大型哺乳類—. 平成 26 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 47: 113-114
- 成瀬真理生・赤嶺真由美・田村 淳 (2016a) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—鳥類—. 平成 27 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 48: 112-113
- 成瀬真理生・赤嶺真由美・田村 淳 (2016b) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—大型哺乳類—. 平成 27 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 48: 116-117
- 指村奈穂子・成瀬真理生・田村 淳 (2014) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—植物—. 平成 25 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 46: 100-102
- 關 義和・鈴木貴大 (2018) 神奈川県箱根町南部におけるツキノワグマの生息確認. 哺乳類科学. 58(2): 247-252
- 關 義和 (2022) 神奈川県箱根町におけるニホンカモシカの初撮影記録. 野生生物と社会. 10: 21-25
- 田村 淳・赤嶺真由美・成瀬真理生・谷脇 徹・指村奈穂子 (2016a) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—総括—. 平成 27 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 48: 101-103
- 田村 淳・指村奈穂子・成瀬真理生・赤嶺真由美 (2016b) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—植物—. 平成 27 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 48: 104-105
- 田村 淳・赤嶺真由美・成瀬真理生 (2016c) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—小型哺乳類—. 平成 27 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 48: 114-115
- 谷脇 徹 (2014) 水源林など公益性の高い森林再生技術開発—効果的な水源林の整備に関する研究開発—水源林の整備が森林生態系に及ぼす効果把握—哺乳類—. 平成 25 年度神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課業務報告. 46: 107-108

丹沢山地堂平地区のブナ林における ニホンジカの採餌行動と中大型哺乳類の撮影記録

大石圭太*・雨宮 有*・山根正伸*

I はじめに

神奈川県では、ニホンジカ（以下、シカ）による採食圧により劣化した植生の回復等を目標として、2003年に「ニホンジカ保護管理計画」を策定し、シカの適正な個体数調整のための管理捕獲が実施されている（神奈川県 2023）。

本研究では、シカの管理捕獲に関わる基礎資料を得るため、2003年から管理捕獲が継続して実施されている丹沢山地堂平地区において、赤外線センサー付き自動撮影カメラを設置し、シカの月ごとおよび時間帯ごとの撮影頻度を算出した。また、撮影された動画から採餌等の行動の撮影頻度を記録した。シカ以外に撮影された中大型哺乳類の撮影頻度についても基礎資料として併せて報告する。

II 調査方法

1 調査地とカメラの設置

調査は、2019年9月～2021年11月に、丹沢山の堂平地区（神奈川県愛甲郡清川村、標高約1,200m）のブナ林で行った（約2.7ha、図1）。区画法により推定された堂平地区のシカの生息密度は、2020年が7.5個体/km²、2021年が12.5個体/km²であった（石川ほか 2023）。調査地周辺ではシカの採食の影響で下層植生が衰退し、低木はほとんど見られず、林床植被率は約20%であった。獣道を通過する動物を狙って撮影するよう、10台の赤外線センサー付き自動撮影カメラ（ハイクカムSP 2、ハイク（株）、旭川市、以下、カメラ）を設置した（図1）。No.7のカメラはスズタケが繁茂する植生保護柵内に設置

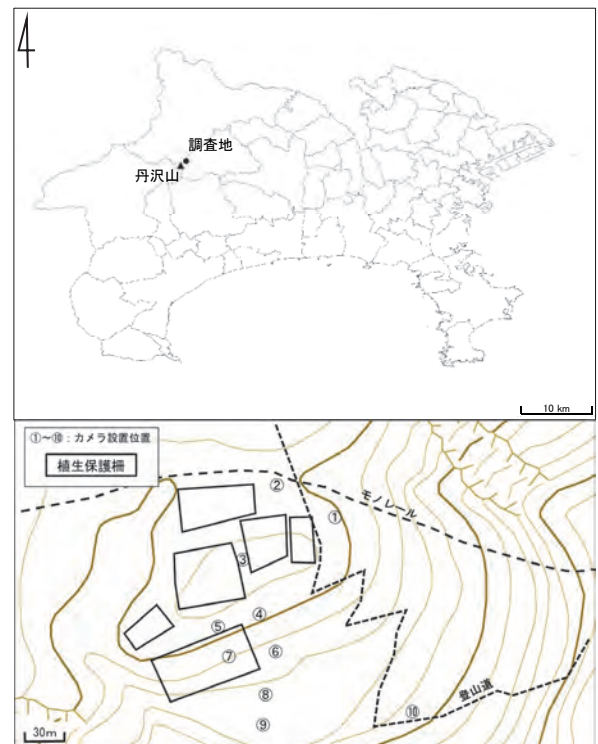


図1 調査地の位置図（上）と概略図（下）

したが（図1）、2019年10月の台風19号による倒木で柵の一部が破損し、それ以降、シカの侵入が確認されており、2020年春にはスズタケが著しく矮小化もしくは枯死した。

カメラの設置方法は、立木に約1.5mの高さで固定し、撮影画面上で空（樹木を含む）と地面の面積割合がおおむね2:8になるようアングルを調整した。撮影モードは1分間の動画撮影とし、次の撮影までのインターバルは「0秒」とした。センサーの感度は中程度としたが、空打ちが多い状況が続く場合には感度を落とす等、適宜調整した。電池および

記録媒体は約1～3ヶ月おきに交換した。

2 撮影個体の記録と撮影頻度の算出

PCの画面上で自作の動画解析プログラムにより撮影動画を再生し、撮影された種の同定を行い、1回の撮影ごとにカメラ番号、日時、撮影された種、撮影個体数等を記録した。哺乳類の和名や学名は原則的に世界哺乳類標準和名(川田ほか 2018)に準じた。ただし、「キツネ」の和名については便宜的にそのまま総称を用いることとした。5分以内に同種が連続して撮影された場合には、身体的特徴から明らかに別個体でない限り同一個体とみなし、何回撮影されても1回の撮影とみなした。なお、撮影された哺乳類の中で、コウモリ類、ネズミ類、リス類といった飛翔性や樹上性、小型の哺乳類は検出漏れが多いと推測されるため、解析から除外した。

シカについては撮影個体の行動についても記録した。地面に鼻先を近づけて地表を探っている行動を示した個体は「採餌」として記録した。採餌等の行動がみられず、カメラの前を歩行または走って通り過ぎていく行動は「素通り」とした。その他、立ったまま静止していたり、座って休んでいたりと、雄同士の角合わせ等の行動は「その他」とした。

設置した10台のカメラで撮影された個体数を合算し、100Camera・Day(カメラ数・稼働日数、以下CD)あたりに換算した撮影頻度を算出した。点検時にカメラが作動していなかった場合の稼働日数については、記録媒体の容量不足の場合は最後の撮影日

まで、バッテリー切れの場合は最後の撮影日とカメラ点検日の中間日までを稼働日に含め、設置日と撤去日の稼働日数は0.5日として扱った。

III 結果および考察

1 シカの撮影頻度

全調査期間を通した7,817.5CDでシカは5,547個体撮影された。月ごとのシカの撮影頻度は31.5～127.7(撮影個体数/100CD)で推移し、その増減のパターンは年により異なり、2年間で共通した季節変化はみられなかった(図2)。時間帯ごとの撮影頻度は、3～4月、5～6月、7～8月、9～10月、11～12月では、概ね毎年同じ傾向を示し、日の出および日の入り前後の薄明薄暮の時間帯がピークで、正午前後の撮影はほとんどなく、昼間より夜間の撮影頻度が高かった(図3b～f)。これに対して、1～2月では日中の撮影頻度が高かった(図3a)。これらの結果は本調査地周辺での管理捕獲の実施に適した時期・時間帯の判断材料になると考えられる。

「採餌」行動が観察された個体数は全撮影個体数の61.2%を占め、採餌が最も多く記録された行動であった。次いで「素通り」が36.3%、「その他」が2.6%記録された。全調査期間中にカメラごとに撮影された採餌の割合は10台のうち9台で51.6～71.4%、残りのNo.2のカメラは35.9%であり、シカが示す行動はカメラの設置地点ごとにやや異なった。月ごとの採餌の撮影頻度は9.4～102.3と変動

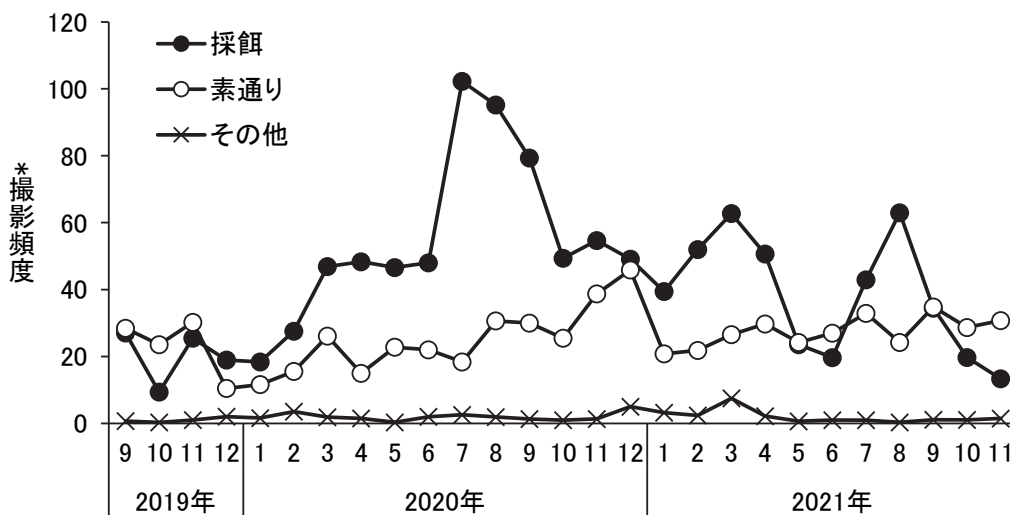


図2 各月のシカの行動ごとの撮影頻度

※撮影頻度は100CDあたりの撮影個体数を示す(図3,4,表1も同様)。

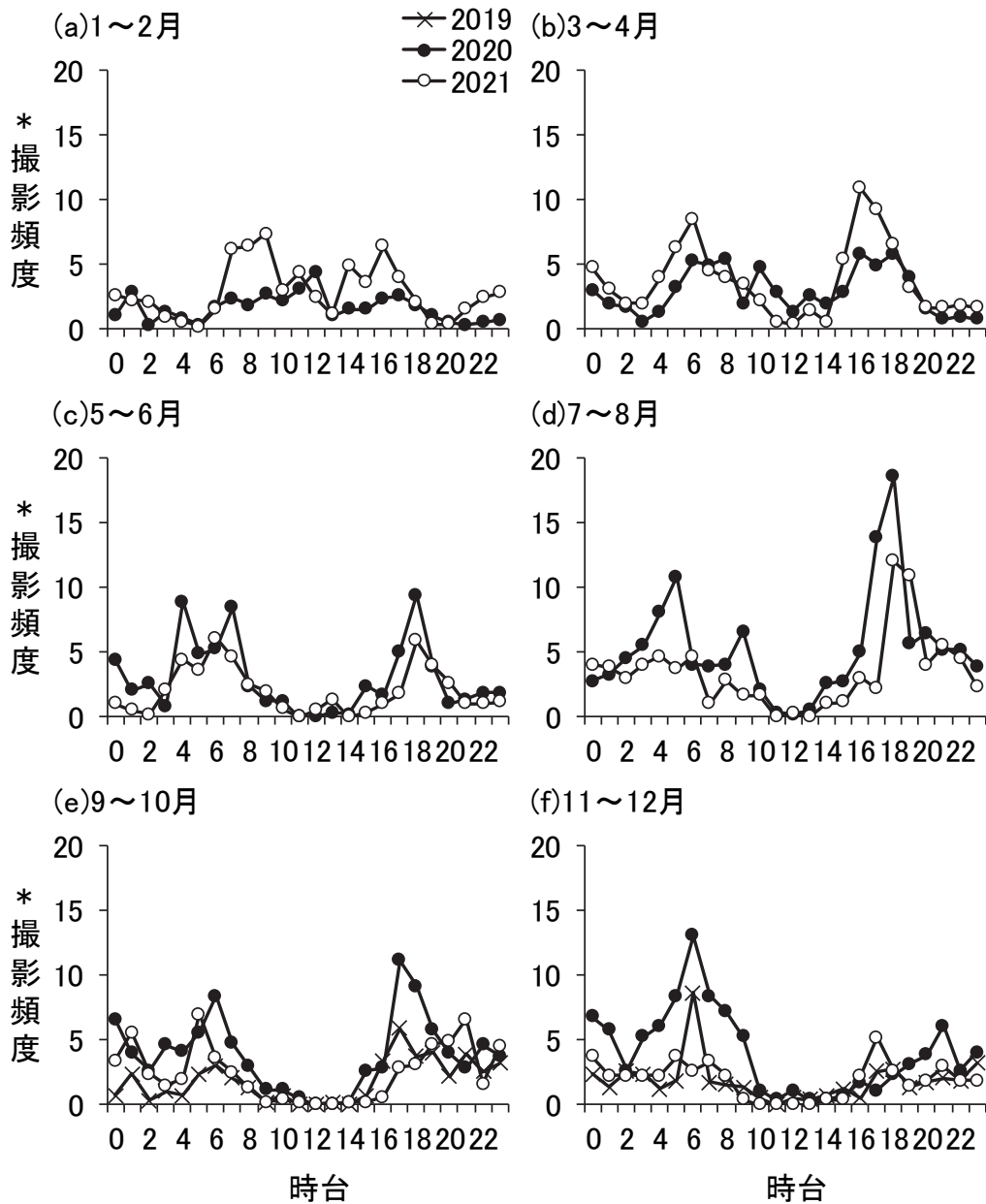


図3 時刻別の撮影頻度

表1 各中大型哺乳類種の撮影状況

目	科	種	学名	撮影個体数	%	撮影頻度
偶蹄	シカ	ニホンジカ	<i>Cervus nippon</i>	5547	76.80	70.96
食肉	イタチ	アナグマ	<i>Meles anakuma</i>	842	11.66	10.77
食肉	イヌ	キツネ*	<i>Vulpes vulpes</i>	243	3.36	3.11
偶蹄	イノシシ	イノシシ	<i>Sus scrofa</i>	231	3.20	2.95
食肉	イタチ	ニホンテン	<i>Martes melampus</i>	154	2.13	1.97
食肉	イヌ	タヌキ	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	149	2.06	1.91
食肉	ジャコウネコ	ハクビシン	<i>Paguma larvata</i>	36	0.50	0.46
食肉	クマ	ツキノワグマ	<i>Ursus thibetanus</i>	12	0.17	0.15
食肉	イタチ	ニホンイタチ	<i>Mustela itatsi</i>	7	0.10	0.09
偶蹄	ウシ	ニホンカモシカ	<i>Capricornis crispus</i>	2	0.03	0.03

撮影頻度が高い順に示す。

目名、科名、種名、学名は原則的に世界哺乳類標準和名（川田ほか 2018）に準じた。

* 種名の「キツネ」に関しては、今回は便宜的に総称を採用した。

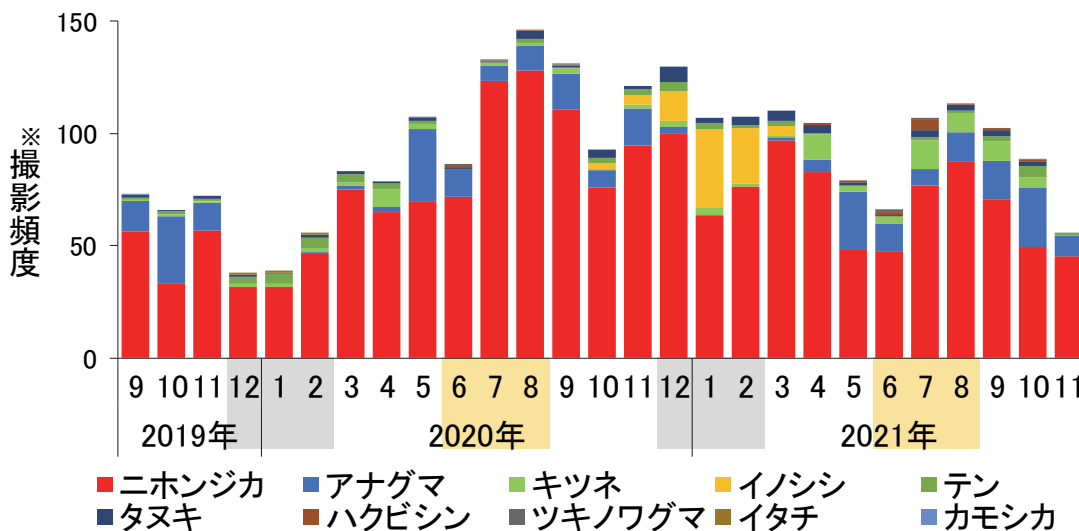


図4 各中大型哺乳類種の月ごとの撮影頻度

が激しかったが、特に2020年7～9月は採餌の撮影頻度が最も高く（図2）、調査期間中の調査地点ではこの時期にシカによる採食圧が最も高かったと推測される。また、採餌行動を示す個体は夏だけでなく冬にも観察された。シカは餌の乏しい環境では落ち葉も餌として利用しており（Takahashi and Kaji 2001）、通年で調査地点を餌場として利用していたと考えられる。

2 各中大型哺乳類種の撮影頻度

本研究全体で2目7科10種の中大型哺乳類が計7,223個体撮影された。撮影頻度はシカが最も高く、中大型哺乳類全体の76.8%を占め、撮影頻度は71.0（撮影個体数/100CD）であった（表1）。その他、アナグマ、キツネ、イノシシ、ニホンテンの撮影頻度が高かった（表1）。アナグマは12月～4月の撮影頻度が著しく低く（図4）、この時期に冬眠していると考えられる。これに対して、ニホンテンの撮影頻度は2019年と2020年ともに冬の撮影頻度が高かった（図4）。イノシシは2020年12月～2021年2月、キツネは2021年7～9月と、限られた期間に撮影頻度が高かった（図4）。

3 まとめ

本調査地では撮影された中大型哺乳類の大部分がシカであり、時期により採餌の撮影頻度は大きく異なるが、通年でシカの採食場所となっていたと考えられる。ただし、カメラを設置した地点ごとに採餌行動が観察される割合がやや異なっていた。今後、

他のモニタリング地区でも自動撮影カメラによるシカの行動観察のデータを蓄積させ、地形や植生などの環境条件とシカの採食行動との関係を明らかにしていく必要がある。

IV 謝辞

本稿の執筆にあたり、当センターの谷脇徹博士には草稿を読んで貴重なご意見をいただいた。また、動画解析の一部は受託会社である新日本環境調査株式会社の担当者各位にご協力いただいた。以上の皆様に心から御礼申し上げる。

V 引用文献

- 石川 烈・永井広野・永田幸志・町田直樹・石川信吾（2023）神奈川県ニホンジカ管理計画における生息状況モニタリング結果．神奈川県自然環境保全センター報告．17：17-24
- 神奈川県（2023）第5次神奈川県ニホンジカ管理計画．50pp，神奈川県，神奈川．
- 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 58：1-53
- Takahashi H., Kaji K. (2001) Fallen leaves and unpalatable plants as alternative foods for sika deer under food limitation. Ecological Research. 16: 257-262

丹沢山地におけるニホンカモシカの生息密度 (2017-2021 年度)

永田幸志 *,**・永井広野 *,***

Density of Japanese serow in the Tanzawa Mountains

Koji Nnagata*,**, Koya Nagai*,***

1. はじめに

ニホンカモシカ (*Capricornis crispus* 以下カモシカ) は、特別天然記念物に指定されており、神奈川県レッドデータ生物報告書(神奈川県生命の星・地球博物館 2006)により準絶滅危惧種に分類されている希少動物である。しかしながら、神奈川県における生息状況については、基礎的な情報が極めて少ない状態であった。このため、永田ら(2007, 2018)は、2004～2005年度および2012～2015年度に神奈川県自然環境保全センターが実施したニホンジカ (*Cervus nippon* 以下シカ) の生息密度調査(11月～1月に実施)の際に目撃されたカモシカの個体数から丹沢山地における生息密度を算出し、シカに比べて低い生息密度で生息していることを確認した。しかしその後、神奈川県のカモシカの生息状況に関する調査は行われておらず、依然として基礎的な情報が不足していた。

そこで本稿では、継続実施されているシカの生息密度調査時に目撃されたカモシカの個体数から、新たに2017年度～2021年度の生息密度を算出したので報告する。

2. 調査地域

調査地域は丹沢山地を含む、神奈川県相模原市(旧津久井町の範囲)、秦野市、厚木市、伊勢原市、足柄

上郡松田町、足柄上郡山北町、愛甲郡愛川町、愛甲郡清川村であり、標高100 m程度の山麓域から標高1600 m程度の高標高域まで広域を対象に実施した。

3. 調査方法

神奈川県では、ニホンジカ管理計画に基づくモニタリングとして、区画法(Maruyama and Furubayashi 1983)による生息密度調査が2003年度以降毎年度実施されている(神奈川県 2023)。調査区は、概ね、ニホンジカ管理計画(神奈川県 2017)に示された管理ユニットごとに丹沢山地に48箇所(2021年度時点)設定されている。調査は、管理捕獲が行われている管理ユニット等、毎年30箇所程度で実施しており、3年程度で全ての調査区で調査が実施される(毎年調査される調査地もある)。

調査は、森林内の見通しがよくなり発見精度の高くなる11月下旬から1月下旬にかけて実施した。調査地域は急峻な場所も多く、調査時に危険を伴うため、あらかじめ踏査ルートを設定して行った。調査時間は1時間30分とし(踏査ルートの距離が長い丹沢山調査区は2時間)、踏査ルート上で目撃したシカに加えて、カモシカについても発見時刻と頭数を地図上に記録した。

2017年度から2021年度の5か年で実施された調査結果から、カモシカの目撃頭数と調査面積を用いて生息密度を算出した。なお、県による調査以外に、

* 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課 (〒243-0121 神奈川県厚木市七沢657)

** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 (〒231-8588 横浜市中区日本大通1)

*** 現所属 神奈川県県西地域県政総合センター森林部水源の森林推進課 (〒258-0021 神奈川県足柄上郡開成町吉田島2489-2)

清川村の札掛調査区では、NGOである丹沢けものみちネットワークが毎年ニホンジカの生息密度調査を実施している(永田・岩岡 2011)ため、札掛調査区を加えて49箇所の調査区についてカモシカの生息密度を算出した。ただし、同一調査区で複数年に目撃のあった場合は最も高い密度を代表値とした。

4. 調査結果および考察

2017年度から2021年度の5年間に累計167箇所で開催された調査区は、カモシカが目撃された調査区は49箇所中32箇所(複数年で目撃のあった調査区は15箇所)(図1)、5年間の累計では51箇所であった。

生息密度の最大値は三廻部林道調査区と大室山下調査区の2.1頭/km²であり、平均は0.6頭/km²であった。調査期間中、シカの生息密度が20頭/km²以上になる調査区が複数あったこと(神奈川県 2023)と比較して、カモシカは極めて低い密度で生息していると考えられた。また、2012～2015年度の生息密度は、最大2.2頭/km²、平均0.4頭/km²であった(永田ら 2018)ことから、生息密度に大きな変動はなかったと考えられる。

カモシカは当歳子をつれていないメス以外は、ほとんど単独かつ縄張りをもって生活する(岸本 1996、落合 2016)ため、シカのように極端に高密度化することは少ない。他地域でこれまでに観察された事例でも生息密度は低く、環境省(2010)が実施した全国調査では2～3頭/km²程度と報告され、文化庁(2022)が全国の保護地域で実施した調査(2015年～2021年実施)でも3頭/km²以下程度の生息密度となっている。調査方法が異なるため単純な比較はできないものの、丹沢山地のカモシカの生息密度も、全国と比較しても同程度の生息密度と考えられた。

カモシカはシカのように自然植生にインパクトを与えることはない(環境省 2010)とされており、丹沢山地でも自然植生への影響や農林業被害は報告されていない。むしろ生息密度が極めて低いと考えられる現状では、保護の必要性が高いと考えられる。また、箱根山地においてカモシカは、神奈川県レッドデータ生物調査報告書では1995年時点で生息していないとされており(神奈川県立生命の星・地球博物館 1995)、明治期に絶滅したと推測されている(關 2022)。しかし、近年、箱根山地では自動撮影カメラ

によるカモシカの撮影記録が報告されており(關 2022)、今後その動向が注目される。

生息密度の低い動物は直接観察による調査で生息状況を把握することが難しいため、今後、丹沢山地でも各種事業で実施されている自動撮影カメラ調査の結果を活用して、希少動物であるカモシカの生息状況を把握する必要があると考える。

5 謝辞

本報告で用いたデータは株式会社野生動物保護管理事務所への委託調査結果及び、丹沢けものみちネットワークから提供していただいたものである。関係各位に厚くお礼申し上げます。

6 文献

- 文化庁(2022)カモシカ保護管理マニュアル. pp191.
 神奈川県(2023)令和3年度神奈川県ニホンジカ管理事業実施計画 実績編. pp30.
 神奈川県(2017)第4次神奈川県ニホンジカ管理計画. pp47.
 神奈川県生命の星・地球博物館(2006)神奈川県レッドデータ生物報告書 2006. pp442.
 神奈川県生命の星・地球博物館(1995)神奈川県レッドデータ生物報告書 1995. pp257.
 環境省(2010)特定鳥獣保護管理計画策定のためのガイドライン(カモシカ編). 46pp
 岸本良輔 1996, ニホンカモシカ. 日本動物大百科. 平凡社: 106-111.
 Maruyama, N and Furubayashi, K(1983)Preliminary examination of block count method for estimating number of sika deer in Fudakake. Journal of Mammalogical Society of Japan, 9:274-277
 永田幸志・羽澄俊裕・瀧井暁子(2007)丹沢山地におけるニホンカモシカの生息密度. 丹沢大山総合調査学術報告書. 163-164
 永田幸志・岩岡理樹(2011)丹沢山地札掛地区におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)生息密度. 哺乳類科学 51(1). 53-58
 永田幸志・町田直樹・谷川潔(2018)丹沢山地におけるニホンカモシカの生息密度. 神奈川県自然環境保全センター報告 15:51-53.

落合啓二 (2016) ニホンカモシカ 行動と生態 東
京大学出版会. pp276

関 義和 (2022) 神奈川県箱根町におけるニホン
カモシカの初撮影記録. Wildlife and Human
Society 10 : 21-25.

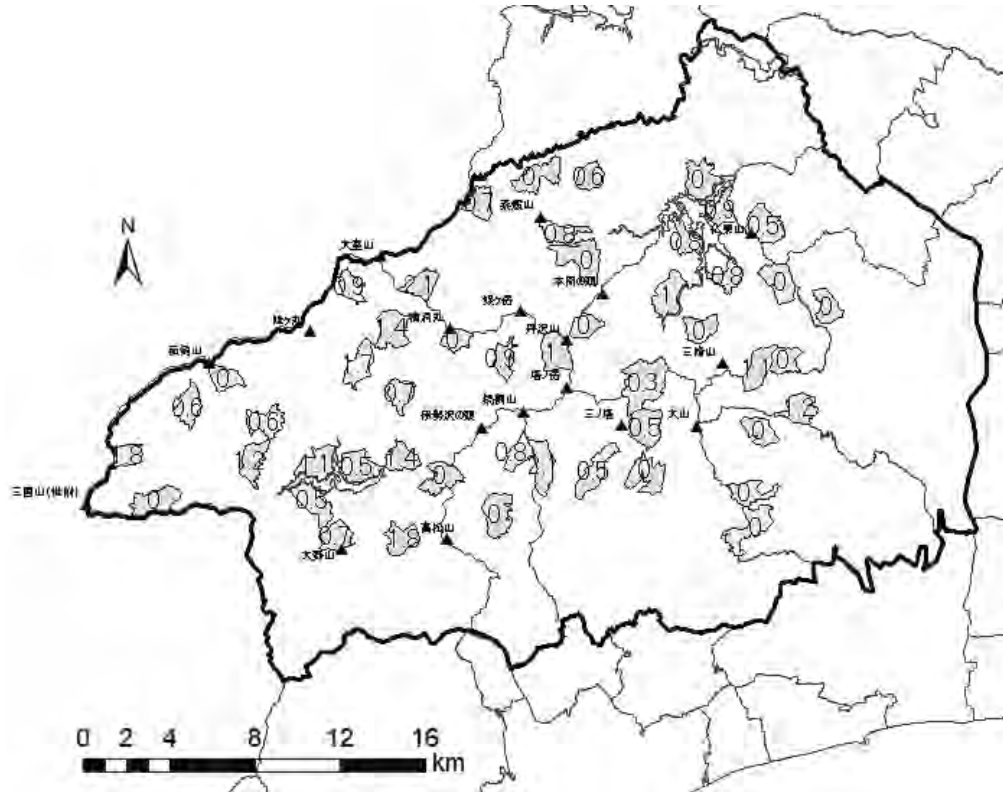


図 1. ニホンカモシカ生息密度 (2017 年度 -2021 年度)
 ※数字は「頭 /km²」を示す。「0」は目撃の無かった調査地。数字周囲の区画が調査範囲。
 ※複数年で目撃された調査地では最も高い密度を表示。

箱根山地におけるニホンカモシカの撮影記録

永田幸志 *,**・永井広野 *,***・町田直樹 ****

Koji Nnagata*, Koya Nagai*,***, Naoki Machida****

1 はじめに

ニホンカモシカ (*Capricornis crispus* 以下カモシカ) は、特別天然記念物に指定されており、神奈川県レッドデータ生物報告書 (神奈川県立生命の星・地球博物館 2006) により準絶滅危惧種に分類されている希少動物である。神奈川県におけるカモシカの生息状況については、限られた報告ながら、丹沢山地における柴田 (1964) による目撃記録の記載や、永田ら (2007、2018) がニホンジカ (*Cervus nippon* 以下シカ) の生息密度調査の際に目撃したカモシカの個体数から算出した生息密度の報告等の記録がある。

一方、箱根山地については、カモシカは江戸時代には生息していたと推察されるが (神奈川県立生命の星・地球博物館 1995)、伊豆では 1922 年までに狩猟圧で絶滅したとされており (常田 2019)、箱根町以南から伊豆半島にかけては、近年の確実な生息情報は得られていないことから (環境省自然環境局生物多様性センター 2019)、この地域の個体群は絶滅したものと推察されていた (關 2022)。

ところが、2017、2019 年に箱根町南部に設置した自動撮影カメラにカモシカが撮影され (關 2022)、カモシカが箱根山地に定着している可能性が指摘された (關 2022)。他方、自然環境保全センターが箱根山地においてシカの生息状況把握のために実施している自動撮影カメラ調査でもカモシカが撮影されたことから、生息状況の基礎資料とする

ため報告する。

2 調査地域

調査は神奈川県小田原市 (久野)、南足柄市 (明神ヶ岳周辺、三竹)、箱根町 (明神ヶ岳周辺、宮城野) で実施し、3 次メッシュ (約 1 km 四方) 単位で、25 メッシュを対象とした。(図 1)。

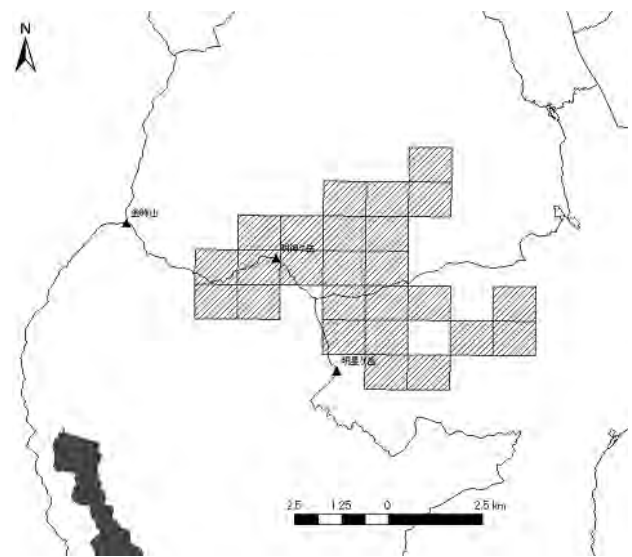


図1 カメラを設置した3次メッシュ

3 調査方法

森林管理者の承諾を得る等必要な手続きを経て、調査地域に自動撮影カメラ (ハイクカム SP2、BMC

* 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課 (〒 243-0121 神奈川県厚木市七沢 657)

** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 (〒 231-8588 横浜市中区日本大通 1)

*** 現所属 神奈川県西地域県政総合センター森林部水源の森林推進課 (〒 258-0021 神奈川県足柄上郡開成町吉田島 2489-2)

**** 神奈川県西地域県政総合センター森林部林道課 (〒 258-0021 神奈川県足柄上郡開成町吉田島 2489-2)

SG560K-12mHD等)を2018年2月に小田原市・南足柄市内に90台設置し、2018年12月に箱根町・南足柄市内に35台を追加設置し、2022年1月まで継続設置した。ただし、調査期間中にカメラ設置個所で森林整備が実施されたため、一部カメラは撤去した。カメラは、3次メッシュ内の公的管理森林の中に、なるべくランダムに配置した。1メッシュあたりの設置台数は5-10台程度であった。カメラの設定は表1に示すとおり動画での撮影とし、設置高さはイノシシ等の野生動物からの接触を避けるため、地上高約0.5m以上とした。撮影された動画ファイルは定期的に回収し、カモシカが撮影された日時と個体数を動画ファイルごとに記録した。ただし、1分以内に連続して撮影され、明らかに同一個体と判断できる個体が撮影された複数の動画ファイルは、まとめて1つの動画ファイルとみなした。カモシカは角の形状や顔の模様等から個体識別が可能とされていることから、今回の撮影個体のうち頭部全体が撮影さ

表1 カメラの設定条件

設定項目	設定
モード	動画
センサー感度	中(調査地点により低)
解像度	HD(720p)
ディレイ	無し
撮影時間	10秒

※2018年11月まではディレイ10秒、撮影時間1分

れた個体について、角の形状および顔の模様を元に個体識別を試みた。

4 調査結果および考察

2018年2月～2022年1月までの撮影期間中、カモシカは25メッシュ中9メッシュ(図2)の12地点で、累計25回、26頭が撮影された。4地点については複数回の撮影があった。同時に2頭の撮影があったのは1回のみで、その他は1頭の撮影だった。撮影された個体のうち幼獣と判別できた個体はいなかった。市町村別に集計した撮影頭数は、小田原市

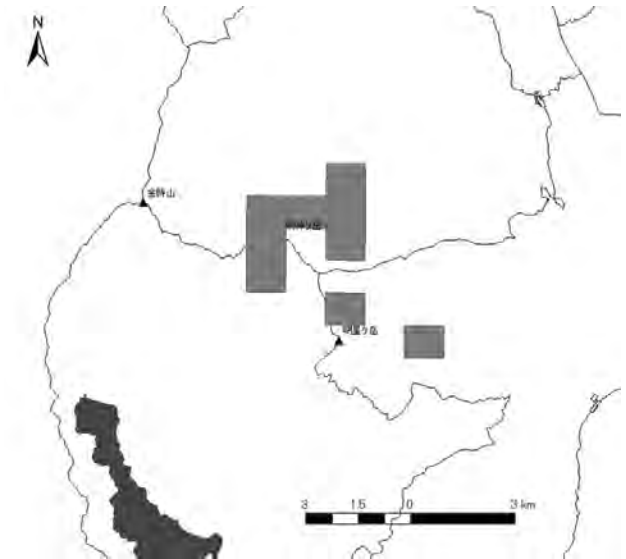


図2 カモシカが撮影された3次メッシュ

内8頭、南足柄市内16頭、箱根町内2頭であった。頭部全体が撮影された個体の角の形状および顔の模様から、4個体の識別が可能であった(図3)。

今回の調査結果から、關(2022)による2017年、2019年の撮影記録と同時期に、5kmほど離れた複数地点で複数個体のカモシカが確認されたこととなるため、關(2022)が指摘するように、近隣の他地域から特定個体が一時的に移動してきたとは考えにくく、箱根山地に定着していると考えられた。

本県におけるカモシカの行動圏は不明だが、カモ



図3 識別が可能だった個体

- 1: 左角が根本から折れている、2: 左角の先端が折れている、
3: 角折れがなく顎下の毛が黒い、4: 角折れがなく顎下の毛が白い

シカの同性同士はナワバリ（排他的な行動圏）を形成し、行動圏が重複しないため（文化庁 2022、岸本 1996）、群れを形成するシカのように高密度化するとは考えにくく、丹沢山地においても低密度で分布していると推測されている（永田ら 2018）。本カメラ調査においても、撮影のあった地点、撮影頭数共に少なかったことから、生息密度は非常に低いと推測される。本県におけるカモシカの生息状況に関する情報は非常に少ないため、今後も生息状況に関する情報収集を続ける必要があると考える。

5 謝辞

本報告は、委託調査で得たデータに基づくものである。調査では、株式会社野生動物保護管理事務所、株式会社CTI リード、新日本環境調査株式会社の担当者にはお世話になった。関係各位に厚くお礼申し上げます。

6 文献

文化庁文化財第二課 (2022) カモシカ保護管理マニュアル (改訂版) . 191pp.

- 神奈川県生命の星・地球博物館 (1995) 神奈川県レッドデータ生物報告書 2006. 257pp
- 神奈川県生命の星・地球博物館 (2006) 神奈川県レッドデータ生物報告書 2006. 442pp
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2019) 「平成 30 年度中大型哺乳類分布調査 調査報告書—クマ類 (ヒグマ・ツキノワグマ)・カモシカ」. 67 pp
- 岸本良輔 1996, ニホンカモシカ. 日本動物大百科. 平凡社 : 106-111
- 永田幸志・羽澄俊裕・瀧井暁子 (2007) 丹沢山地におけるニホンカモシカの生息密度. 丹沢大山総合調査学術報告書 . 163-164
- 永田幸志・谷川潔・町田直樹 (2018) 丹沢山地におけるニホンカモシカの生息密度. 神奈川県自然環境保全センター報告 15: 51-53.
- 柴田敏隆 (1964) 丹沢山塊の哺乳動物. 丹沢大山学術調査報告書 : 340-343
- 關 義和 (2022) 神奈川県箱根町におけるニホンカモシカの初撮影記録. *Wildlife and Human Society* 10:21-25.
- 常田邦彦 (2019) カモシカの保護管理に関する研究. 早稲田大学審査学位論文 . 428pp

< 翻訳 > 流出特性に対する岩盤地下水挙動の影響：丹沢山地西部 花崗閃緑岩源流域における研究事例 *

安部 豊 **・内山佳美 **

Effects of bedrock groundwater dynamics on runoff generation: a case study on granodiorite headwater catchments, western Tanzawa Mountains, Japan (Japanese Edition) *

Yutaka Abe**, Yoshimi Uchiyama**

要 旨

安部豊・内山佳美：< 翻訳 > 流出特性に対する岩盤地下水挙動の影響：丹沢山地西部花崗閃緑岩源流域における研究事例．神奈川県自環保セ報告 本稿は、Abe *et al.*, (2020) DOI: 10.3178/hr1.14.62 を日本語訳した資料である。丹沢山地西部に位置する花崗閃緑岩源流域 (NA および NB) における流出形成プロセスに対する岩盤地下水動態の影響を明らかにするために、流出量および岩盤地下水位 (深さ 50m) の降雨流出応答と、Hydrological Cycle (HYCY) モデルを用いて計算した水収支についての解析を行った。2013 年の年間流出量は、NA 流域で 398mm (降水量の 21%)、NB 流域で 1,209mm (降水量の 63%) だった。岩盤地下水位は、年間で約 3m 変動し、30mm の降水イベントに対して上昇する応答を示した。日基底流量と岩盤地下水位の正の相関関係から、岩盤地下水が基底流出形成に寄与していることを示した。HYCY モデルで計算された年間の岩盤地下水浸透量は、NA 流域で 656mm (降水量の 34%)、NB 流域で 52mm (降水量の 3%) であった。これらの結果から、隣接する流域においても、岩盤地下水浸透量が大きい場合と無視できる程小さい場合が観察され、これらの岩盤地下水の動態の違いが、NA・NB 流域における流出量の違いに影響していると推察された。

キーワード：runoff；bedrock groundwater infiltration；granodiorite；HYCY model with outflow；Tanzawa Mountains；流出；岩盤地下水浸透；花崗閃緑岩；丹沢山地

I. はじめに

本稿は、著者が発表した Abe *et al.* (2020) を、研究成果の幅広い普及と理解のために、日本語訳したものである。Abe *et al.* (2020) が正式な論文で

あり、本稿は「資料」の扱いとなる。なお、編集上入れることができなかった文章や理解を助ける追記コメントを [] で示した。

降水量、流出量および水質の観測による流出形成プロセスの研究は、小スケールの集水域において多

* 本稿は、著者らが発表した Hydrological Research Letters に掲載した原著論文 Abe *et al.*, (2020) DOI:10.3178/hr1.14.62 を、研究内容を広く普及するために日本語訳し、理解を助けるコメントを加筆したものである。Abe *et al.*, (2020) が正式な論文であり、本稿は資料の扱いとなる。

** 神奈川県自然環境保全センター 研究企画部 研究連携課 (〒 243-0121 神奈川県厚木市七沢)

く行われている (Dunne and Black, 1970 ; Mosley, 1979 ; Fukushima and Suzuki, 1986)。これらの研究は、集水域における岩盤の浸透性が低く、地下水の鉛直下向きの岩盤浸透や流域界を超えた流動が少ないと仮定している。しかしながら、いくつかの流域で、岩盤への地下水浸透量が大きいことが観察されている (Shimada *et al.*, 1981 ; Kosugi *et al.*, 2006)。また、多くの研究が、岩盤地下水が流出の発生に重要な役割を果たすことを報告している (Onda *et al.*, 2001 ; Uchida *et al.*, 2003)。

岩盤地下水の直接測定は物理的に難しいため、岩盤地下水の浸透量や流出を推定する間接法の開発が発達してきた。岩盤地下水浸透量の推定は、降雨量、流出量、蒸発散量の観測・推定による水収支に基づいた方法が多く用いられてきた (Terajima *et al.*, 1993 ; Katsuyama *et al.*, 2010)。Oda *et al.* (2013) は、観測の難しい蒸発散量を含めずに岩盤地下水浸透量を正確に推定できる塩化イオン収支法を使用して、岩盤浸透量を定量化した。彼らは、基底流量は、岩盤を通る地下水流と、2～3次谷スケールの集水域間の地下水移動によって決定されていることを観測した。さらに、Wakahara *et al.* (2014) は、Hydrological Cycle (HYCY) モデル (Fukushima, 1988 ; [日本語の場合は福嶋・鈴木 (1986)]) に、岩盤地下水浸透を含む集水域から外に流動する地下水の機構を追加したモデルを構築することで、インドネシアの砂岩流域において、地下水の流域界を超えた流動によって基底流量が少ないことを示した。Kosugi *et al.* (2006) は、岩盤地下水の浸透量を、直接観測した貴重な研究である。彼らは、土壌と岩盤に設置したテンシオメータを使用して水文観測を行い、岩盤への水の浸透を促進する貯水バッファー (緩衝帯) としての土壌層の重要性を明らかにした。ただし、定量的な岩盤地下水浸透量を含む流出形成プロセスの調査事例は限られている。さらに、山地源流域における岩盤地下水貯留および流出形成プロセスを理解するためには、岩盤地下水位と流出量などの観測と解析が重要であるにもかかわらず、岩盤地下水位の直接観測は極めて稀である (Kosugi *et al.*, 2011 ; Iwagami *et al.*, 2010)。

本論文の目的は、花崗閃緑岩源流域における岩盤地下水動態と、その流出形成プロセスに対する役割を明らかにすることとする。直接的な岩盤地下水位

を含む水文観測データに基づく流出解析を実施し、岩盤地下水浸透を定量化するための数値シミュレーションモデルの構築を行った。

II. 研究方法

1. 研究対象地域

研究対象流域は、神奈川県北西部の丹沢山地西部 (北緯 35 度 28.0 度、東経 139 度 03.8 度) に位置するヌタノ試験流域にある源頭流域である (図 1)。

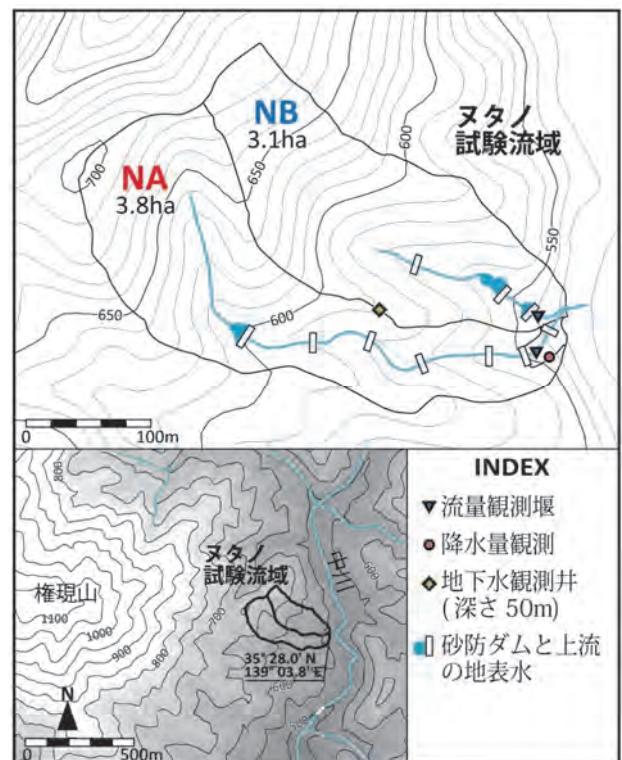


図 1. 調査地の位置と地形 (Abe *et al.*, 2020)

森林管理が水循環に及ぼす影響をモニタリングするために対象流域法を用い、隣接する 2 つの試験流域を設定した。流域 NA (3.8ha) は、2014 年 4 月に植生保護柵 (シカ柵) を設置する処理流域とし、流域 NB (3.1ha) は、施業を行わない対照流域 (Control) とした。試験流域の標高は、海拔 530～705m であり、地質は中新世の花崗閃緑岩からなる。NA 流域は深い V 字型の谷であるが、NB 流域の傾斜は緩やかである。土壌深度は、両流域の大部分を占める急な斜面において数十センチメートルであるが、尾根と下流の平坦地においては深度 2～3m に達する。両流域の植生条件は類似しており、主にアカシデ (*Carpinus laxiflora*) とケヤキ (*Zelkova serrata*)

で構成される広葉樹林で、スギ (*Cryptomeria japonica*) とヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) を含む。1972年の地すべり災害に対応して、2005年までに複数の砂防ダムが建設された。NA流域の砂防ダムは、最上流のダムを除いて堆積物で満たされ、表層水はしばしばダム堆積物に浸透することによってなくなる。NB流域の砂防ダムの大部分は堆積物で満たされており、表面流は年間を通じて連続して流出している(横山ほか, 2013)。平均年間降水量は2,400mm(アメダス、丹沢湖、2009年から2018年)、平均気温は12°C(内山ほか, 2015)であった。

[本研究が含まれる神奈川県による水源環境保全・再生施策については内山・山根(2008)、神奈川県環境農政部緑政課(2010)に、その一環の水循環研究の実施方針は内山ほか(2013)に、ヌタノ沢の水文地質に関しては横山ほか(2013)に、設置計測機器、流出特性に関しては内山ほか(2015)に詳しい]

2. 観測・解析方法

河川流量観測のためのVノッチ堰(90°)をNAとNBの流域末端に設置し、流出量を観測した。設置標高は、NAとNB流域ともに、530m. s. l. で同一である(図1)。2011年4月から、圧力式水位計(UIZ-GY1000A、株式会社UIZIN)を用いて10分間隔で堰内の水位を観測した。流出量(Q)は、現場測定から決定されたH-Q式を使用して、越流水位(H)から計算した(内山ほか, 2015)。また、降水量は、NA流量観測点付近に設置した転倒弁式雨量計(OW-34-BP、太田計器製作所)を用いて測定した。NAとNB流域の境界の尾根部に深さ50mの地下水観測井を掘削した(地盤高585 m a. s. l.)。観測井掘削の際に採取されたコアサンプルは、観測井の深さ全域において、風化した石英閃緑岩であり、いくつかの亀裂があった。強風化は、特に地表面から31mの深さまで、および42-50mの深さに、分布していた(横山ほか, 2013)。地下水位は、圧力式水位計(UIZ-WL1000-N19、株式会社UIZIN)を用いて1時間間隔で測定した。単一の降雨イベントは、降水量が1mm以上と定義し、降水が終了してから24時間以上降水がない場合、イベント期間の終了として区切った。直接流出量と基底流出量の分離には、Hewlett and Hibbert(1967)の時間単位の流出量に対する0.0055 L/s/ha/hの分離線を使用した。

本研究では、Wakahara *et al.*(2014)が提案したFukushima(1988)のHydrological Cycle (HYCY)モデルをベースとして岩盤地下水流出を含む集水域から外に流動する地下水(outflow)を組み込んだHYCY model with outflowを使用した(以下、HYCYモデルという)。岩盤地下水流出は、基盤岩を介して流域外に地下水が流出することであり、地下水の深部浸透や流域界を超えた流動などを表す。ここでは地下水深部浸透として扱うこととする[山地森林流域、特にヌタノ沢試験流域の場合、流域界である尾根の地下は基盤岩で構成されており、隣接流域への移動も基盤岩を介した地下水の流動であると考えられたため]。モデル上での地下水深部浸透を表す流出成分は、主に渓流水の河床から岩盤浸透が発生すると仮定して、モデルの基底流出量タンクから流出する基底流量に一定の割合を掛けることで計算した。モデルは、観測された流出量と降雨量の入力に基づいて、流出量、基底流量、蒸発散量、および地下水深部浸透量を出力することができる。流出量と降雨量の観測データが利用できる場合、モデルの構築によって、降雨流出過程の理解や、地下水深部浸透を含む水収支の推定に効果的な方法である。蒸発散パラメーターは、Fukushima(1988)の値を使用した。Fukushima(1988)の調査地は滋賀県南部の桐生試験地であり、神奈川県西部に位置する本研究の対象地域の西300kmに位置しているが、同様の年間蒸発散量のため、それらのパラメーターを適用して推定を行うこととした。例えば、Komatsu *et al.*(2008)による年間気温に基づいた年間蒸発散量の推定式では、上記の2つのサイト間での蒸発散量の差は20mmであり、日本全国の蒸発散量を推定している近藤ほか(1992)での両サイトの周辺の推定年間蒸発散量は800-900mmであった。モデルの流出パラメーターの設定に関しては、モデルによる計算値と観測値が、ハイドログラフにおいて基底流量および流量の減衰曲線のパターンを再現すること、また、年間流量の差を最小化することを重視して決定した。表Iに設定した流出パラメーターを示す。計算された地下水岩盤浸透量は、次の式(1)のように年間の水収支に基づいて検証された。

$$R = Q + ET + B + \Delta S \quad (1)$$

ここで、 R (mm) は年間降水量、 Q (mm) は流出量、 ET (mm) は蒸発散量、 B (mm) は地下水岩盤浸透量、 ΔS (mm) は貯留量変化である。

表1. HYCY モデルにおいて設定した流出パラメータ (Abe *et al.*, 2020)

Parameters		NA	NB
C	Areal ratio of a channel system	0.035	0.035
j	Ratio of channel evaporation for transpiration	2	2
D_{16}	Effective depth of the top soil which the runoff ratio of storm flow from a forested hillslope system equals to 16 % (mm)	38	18
D_{50}	Effective depth of the top soil which the runoff ratio of storm flow from a forested hillslope system equals to 50 % (mm)	100	120
Kc	Parameter of storage function at a channel system ($\text{mm}^{2/5} \text{h}^{3/5}$)	2	2
Kh	Parameter of storage function for storm flow at a Forested hill slope system ($\text{mm}^{2/5} \text{h}^{3/5}$)	3	6
Kin	Parameter of storage function for the top soil (h)	3	2
Pb	Parameter of storage function related to base flow	0.1	0.1
Kb	Parameter of storage function related to base flow ($\text{mm}^{9/10} \text{h}^{1/10}$)	2100	4000
KI	Parameter of outflow ratio (%)	70	5

年間の流出特性に関しては、2012年から2018年までの観測期間について報告した。降雨流出の応答と水収支の解析は、森林管理実施による植生変化の影響がでていない状態で、かつ、地下水位データが取得された期間である2013年1月1日から12月31日を対象とした。

Ⅲ. 結果

1. 流出量、降雨量、地下水位の年次変化

年間の流出量、平均地下水位 (2012～2018年) は、年間降水量の変動に対応した変動傾向を示した (図2a)。年間流出量は、NA流域で330～1,340mm (平均: 600mm、標準偏差: 251mm)、NB流域で1,210～1,870mm (平均: 1,490mm、標準偏差: 233mm) だった。NB流域における年間流出量は、NA流域の流出量の1.4～4.1倍だった。また、NA流域では流量がなかった日数が最大で年間128日間あったのに対して、NB流域では流量がなくなることは観測されなかった (図2b)。年間平均地下水位は564.7～565.5 m a. s. l だった。2012年、2015年、2018年に年間降水量が2,500mmを超えると、年間の流出量と平均地下水位が増加した。一方で、2013年、2014年、2017年で降雨量が2,000mm以下になった際、年間の流出量の減少が見られた。

2. 流出と地下水位の降雨に対する応答

NA、NB両流域において、降雨イベントの際に流

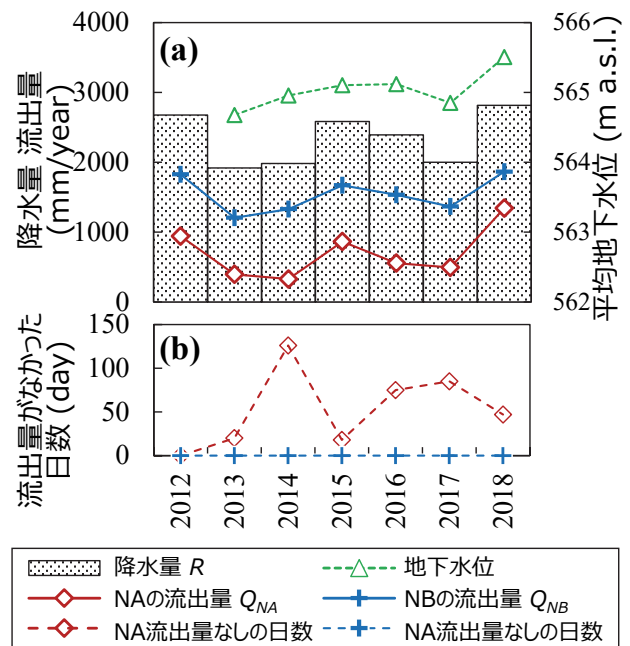


図2. (a) 降雨量、流出量、地下水位、および (b) 流出のない日数の年間変動 (Abe *et al.*, 2020)

出量の増加および地下水位の上昇が観測され、基底流量の日変動と地下水位に似た変動傾向を示した (図3)。2013年9月15日～17日の350.5mmの降雨イベントに対して、NAおよびNB流域における日最大流出量は、それぞれ46.5および47.8mm/dayが観測された。NA流域の日基底流量は、0～3.1mm/dayで、平均値は0.7mm/day、NB流域の日基底流量は1.4～5.2mm/day、平均は2.8mm/dayだった。地下水位は、563.4～566.7 m a. s. l だった。流出量のヒドログラフのベースライン (=基底流量) は、地下水位

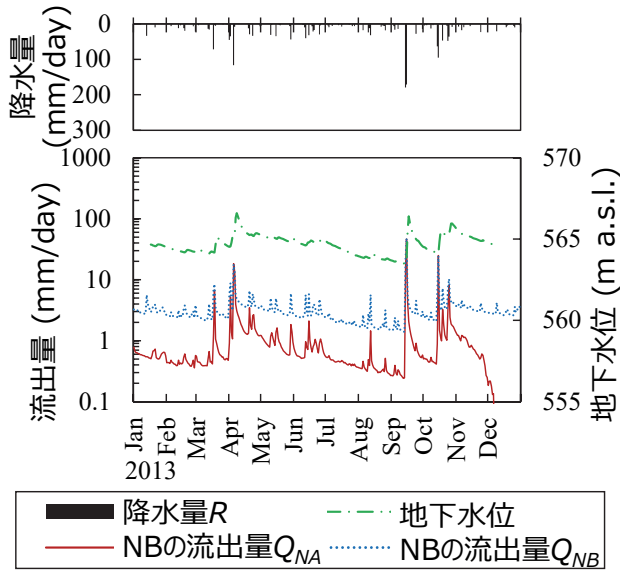
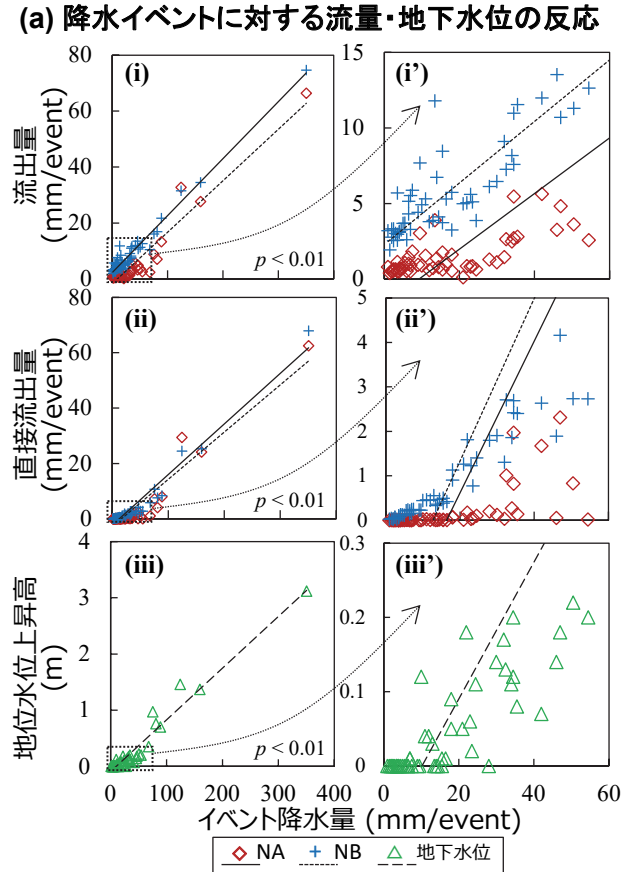


図 3. 観測された流出量と地下水位の日変動 (Abe *et al.*, 2020)

変動と似た変動傾向だった。しかし、11月と12月には、地下水位とNB流域の流出量は最低ではなかったにもかかわらず、NA流域の流出量は0mmに減少した。

降雨イベントと流出量の関係から、流出量と直接流量はイベント降雨量に対して正の相関関係にあった ($p < 0.01$) (図 4a)。[図 4a から、どの程度の降雨イベントの規模で、流出量、直接流出量、地下水位の増加が発生するかを見る。] NA流域の直接流出量は、30mmを超える降雨イベントで増加し始めた。NB流域における直接流出量は、15mm以上の降雨イベントで明らかに増加することが観測された。さらに、降雨イベントの地下水位の上昇高（イベント前とピークの際の水位の差）は、イベントの降雨量 ($p < 0.01$) と正の相関があり、10 mm以上の降雨イベントで顕著な増加がみられた (図 4a)。10～30 mmの降雨イベントでは、地下水位は応答しないか、わずかな増加（最大 20cm 程度）があった。30～350mmの降雨イベントでは、地下水位の上昇高は7～300cm だった。NA および NB 流域における日基底流量は、日平均地下水位と良好な相関関係を示した ($p < 0.01$) (図 4b)。ただし、地下水位が約 564.7m で、NA 流域の基底流量が 0～0.5mm であるプロットは、NB 流域とは異なる傾向を示している。ちなみに、降雨イベント時の図 4b のヒステリシスは、NA・NB 流域において時計回りと反時計回りの両方を示し、日の分解能で違いが見られなかった。[ヒステリシスについての補足説明：図 4b のような散布図のプ



(b) 日平均基底流量と地下水位

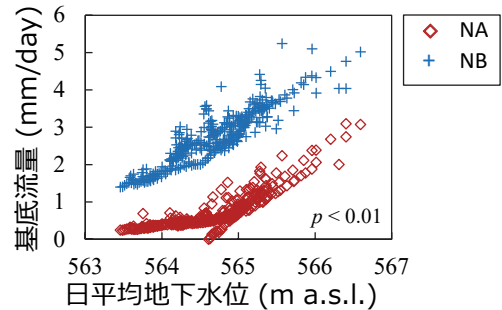


図 4. (a) 降雨イベントに対する流出量と地下水応答、(b) 日基底流量と地下水位の関係 (Abe *et al.*, 2020)

ロットを時系列でつなげた場合に、流量と地下水位とで増加 / 減衰のタイミングが異なると円を描くようなグラフになる。この上昇と減衰の過程で x 軸と y 軸のタイミングが異なることをヒステリシスという。例えば、図 4b で、すべての降水イベントにおいて反時計回りになった場合、地下水位が上昇した後に基底流量が上昇し、ピーク後には地下水位が低下した後に基底流量が低下していることになり、地下水位が上昇することによって基底流量が増加するという流出特性の可能性が読み取れる。しかし、本研究では特筆した傾向はみられなかった]

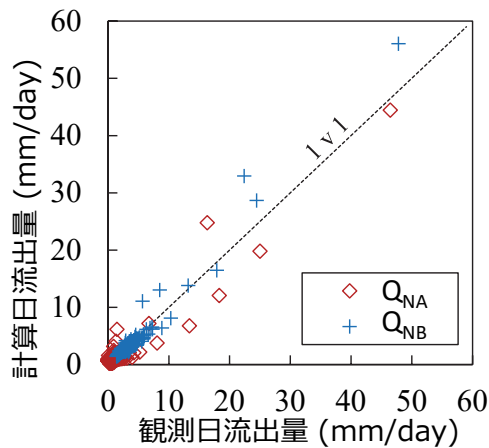
3. HCYモデルと年間水収支

Wakahara *et al.* (2014) による HCY モデルに表 I に示すパラメーターを設定し、観測された NA および NB 流域における時間雨量データから、両流域における流出量を計算した。図 5a に示す日計算流出量と観測流出量を比較すると、おおよそ 1 対 1 の線上にあった。さらに、計算流出量の日変動は、観測流出量の基底流の日変動とおおよそ同じ傾向を再現することができた (図 5b)。年間流出量で比較すると、NA および NB 流域における計算値は、それぞれ 421mm および 1,208mm であり、観測値の 398mm および 1,209mm と同等の値であった。ただし、時系列変化では、1 月と 9 月～12 月の間は、NA 流域での流

出量を完全に再現できない期間があった。例えば、11 月から 12 月にかけての NA 流域の流出量の急激な減少を再現することはできなかった (図 5b)。

NA および NB 流域において、数値モデルから計算された年間の岩盤地下水浸透量は、それぞれ 656mm と 52mm だった。また、年間蒸発散量はそれぞれの流域で 737mm と 738mm と計算された。ヌタノ試験流域から 13km 東に位置し、同じ丹沢山地の森林集水域の年間蒸発散量 799～898mm (Momiyama *et al.*, 2019) と比較すると、推定値は過小であった。2013 年の NA および NB 流域における式 (1) の水収支を、年間量 (mm) およびその降雨に対する割合 (%) として、図 6 に示した [元論文である Abe *et al.* (2020) では、NA・NB 流域の年間の水収支を下記のように文章で示すにとどまった。本稿では、下記の値をもとに水収支を図 6 に示した]。各観測値および推定値は、 R :1,920mm; Q_M :398mm (21%); ET_M :737mm (38%); B_M :656mm (34%); ΔS_M :129mm (7%); Q_{NB} :1,209mm (63%); ET_{NB} :738mm (38%); B_{NB} :52mm (3%); ΔS_{NB} : -79mm (-4%) であった [R, Q などの大文字は、式 1 の通りである。添え字の NA および NB は流域を表す]。小さな ΔS 値 (7% と -4%) は、推定値による水収支がおおむね閉じていることを示した。さらに、推定した損失量は NA 流域で 1,522mm、NB 流域で 711mm で、観測値に近かった。

(a) 観測値とモデル計算値の比較



(b) 観測値とモデル計算値のハイドログラフ

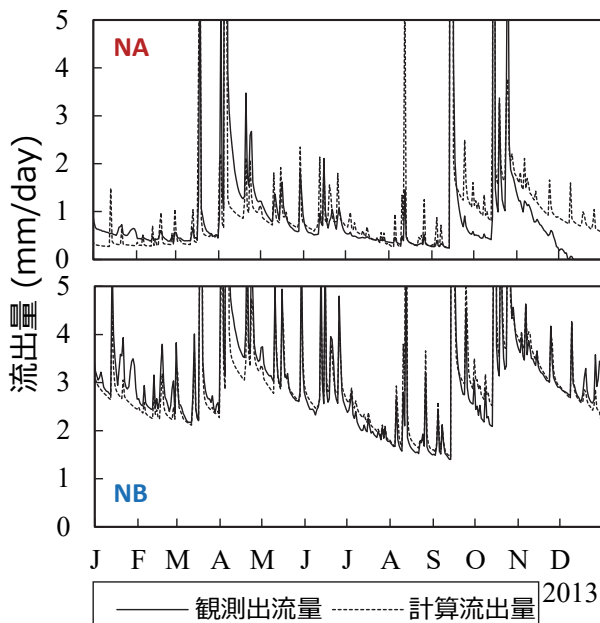


図 5. 流出の観測値とモデルによる計算値の比較
(a) 散布図、(b) 日変動 (Abe *et al.*, 2020)

IV. 考察

1. 基盤岩地下水の挙動

本試験流域の観測井は 50m の深さであり、観測した地下水位は岩盤地下水の水位を表すと考えられる。それにも関わらず、対象期間の年に約 3.3m の季節変動をし (図 3)、降雨の際には 30mm の降雨イベントに対して水位が上昇する応答を観測した (図 4)。既存研究では、花崗岩の山地流域の深さ 12～69m の観測井で、地下水位が 6～25m に変化したことが報告されている (Kosugi *et al.*, 2011; Fujimoto *et al.*, 2014; Katsura *et al.*, 2014)。これらの研究における岩盤である花崗岩は、強度に風化した岩が含まれている。本研究地域の地質コアサンプルから、岩盤は強く風化した石英閃緑岩からなり、いくつかの亀裂が見られた (横山ほか, 2013)。以上のことから、地下水位の大きな季節変動と降雨に対する地下水位の反応は、風化した岩盤や亀裂を通しての降

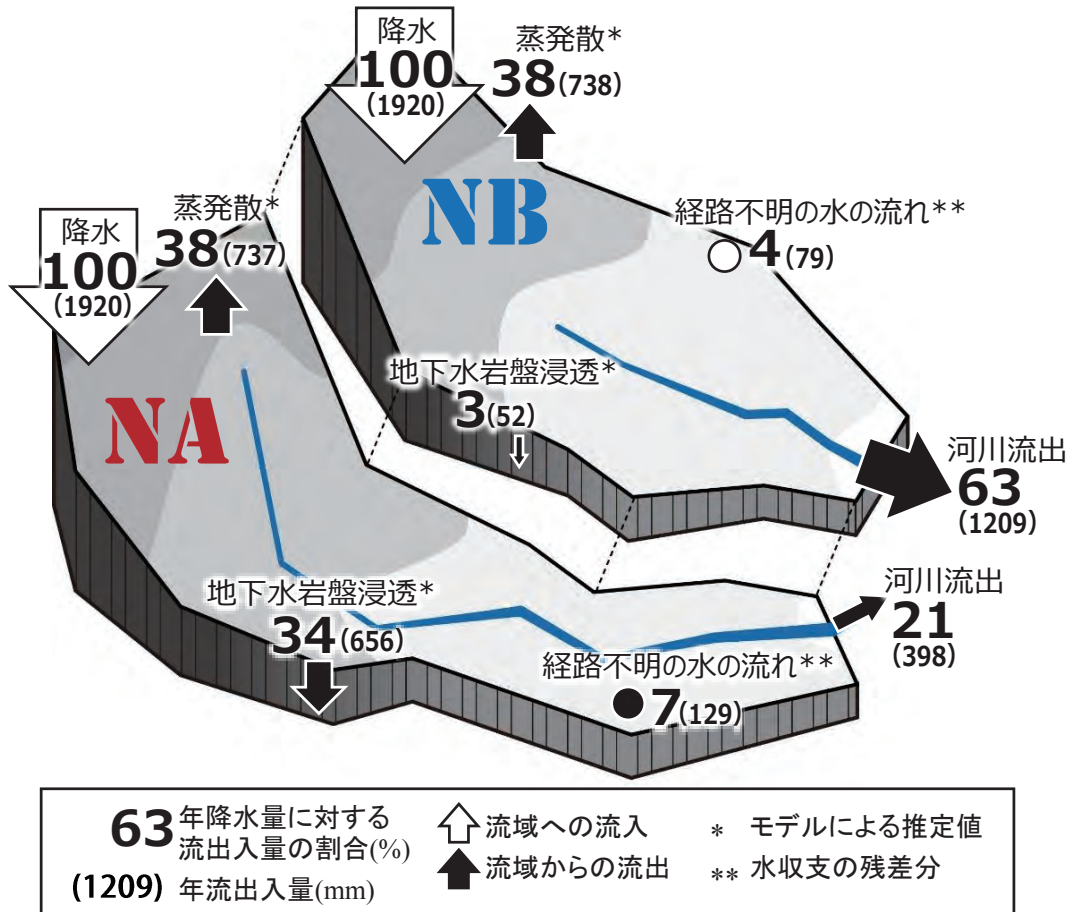


図6 モデル計算値と観測値を用いた NA および NB 流域における水収支 (Abe *et al.*, 2020 を基に作成)

水のすばやい浸透によるものだと考えられる。[つまり、観測した地下水位の変動や降水に対する反応、既存文献における同様の現象の観測から、本試験流域では、本来なら地下水を浸透させにくいとされる基盤岩においても地下水がすばやく移動していることが妥当であると確認した。]

岩盤地下水浸透量は、NA 流域では 656mm (年間降雨量の 34%) であり、大きな割合を占めているが、隣接する NB 流域では 52mm (降雨量の 3%) であり、無視できるほどの量しかなかった。観測された年間損失量が、NA 流域で 1,522mm、NB 流域で 711mm と、隣接する流域であるにも関わらず、大きな差があったこと (図 2) は、NA 流域における岩盤地下水浸透量が大きいことを示している [降水量と流出量の差で計算される損失量は、蒸発散量 + 地下水浸透量で構成される (式 1)。隣接して植生も似ている同規模の NA・NB 流域において、蒸発散量が著しく異なるということは考えにくい。そのため、NA・NB 流域の約 800mm の差は地下水浸透量であることが推測できる]。Kosugi *et al.* (2006) は、花崗岩の斜面

流域における年間の岩盤浸透が 475 ~ 1,070mm (降雨の 35 ~ 55%) であることを観察した。さらに、Katsuyama *et al.* (2010) はさまざまな空間スケールを示す 5 つの近接する花崗岩流域における 90 ~ 900mm の岩盤浸透を観測している。Oda *et al.* (2013) は、丹沢山地東部の破碎堆積岩にある森林流域において、年間 730mm (降雨量の 23%) の岩盤浸透を観測した。本研究の結果は、隣接する源流域でさえ著しく異なる岩盤浸透プロセスが存在することを示した既存の研究と、同様であることを確認した。

2. 基底流出量形成と岩盤地下水の寄与

年間の水収支において、NB 流域における大きい流出量 (1,209mm、降水量の 63%) と小さい地下水岩盤浸透量 (52mm、3%) と比較すれば、NA 流域の小さい年間流出量 (398mm、21%) は大きな岩盤地下水浸透量 (656mm、34%) に起因する可能性がある。すなわち、NA 流域において岩盤浸透量が大きいため、流出量が低下したと考えられる。さらに、観測

した岩盤地下水位は、NA・NB両流域の基底流出に大きな影響を与えていると考えられる(図4)。トレーサー分析を用いた水文観測・研究において、岩盤地下水が基底流量の形成に大きな影響を与えるということが示されている(例: Onda *et al.*, 2001; Katsuyama *et al.*, 2005; Oda *et al.*, 2013)。本研究結果は、岩盤地下水が基底流量に影響を与えるという既往研究を裏付けた。ただし、11月と12月に岩盤地下水位およびNB流域の流出量が最低値でなかったときに、NA流域の流出量は0mmに減少した(図3) [一方で地下水位が最も低かったのは9月上旬ではNA流域の流出量は0mmにはならなかった]。本研究のモデルは、その期間のNA流域の流出量を正確に再現できなかった(図5b)。Kosugi *et al.* (2011)は、2.1haの花崗岩流域で断層によって3つに分割された小さな岩盤帯水層を発見し、各帯水層の空間的な広がりや帯水層間の相互作用が、基底流量の時系列変化における複数のピーク応答を制御することを示した。滞留時間と流出タイミングが異なる複数の地下水貯留に関連するこのような流出プロセスは、NA流域で発生した流出量の大幅な減少を説明しうる可能性がある。さらに、ハイドログラフから(図3)、NA流域において流出量の観測値と計算値が異なる期間は、大規模な降雨イベントで発生毎に変化しているように見えるため [例えば、1月～3月、4月の豪雨後～9月中旬、9月中旬後～12月において、それぞれ観測値とモデル計算値のズレ方が異なる]、豪雨イベントによって渓流水付近に存在する河床の堆積物が大きく移動することによって、流出と貯留プロセスが変化する可能性もある。いずれにせよ、本研究では、地下水岩盤浸透を基底流量から一定の割合で計算する単純なモデルを用いたが、NA流域の一部の期間における流出量の時系列変動を表現できなかった。これは、NA流域における流出プロセスは、長期またはスケールの大きい地下水貯留および流出システム、隣接する集水域での地下水相互作用、流出パターンの時間的変化を含む複雑な貯留-流出システムが存在していることを示している。[難しい文章のため言い換える: 本研究のシンプルな数値モデルは、地下水岩盤浸透の推定はできたものの、細かい流出変動を再現するに至らなかった。このことは、NA流域の流出特性が流域内の年水収支で説明できるほど単純ではなく、長期的かつ複数の流域の相互作用を含む複雑な貯留-流出シ

テムを持っていることが示された。]

V. まとめ

花崗閃緑岩のヌタノ試験流域内の隣接する2つの流域NAとNBにおける岩盤地下水浸透量を定量化し、流出形成プロセスへの影響を明らかにすることを目的として、降雨-流出解析およびHYCYモデル構築を実施した。その結果、次の結論に達した:

1. ヌタノ試験地域の基盤となる花崗閃緑岩は、風化した岩盤や亀裂を通じて急速な降雨浸透が観測され、透水性が高い。
2. NB流域の平均基底流量(2.8mm/日)は、NA流域(0.7mm/日)の4倍だった。これらの流域の基底流量は、岩盤地下水位に制御される流出機構があると考えられる。
3. HYCYモデルを使用して、NAおよびNB流域で、それぞれ年間656mm(降水量の34%)および52mm(降水量の3%)の岩盤浸透量を推定した。NA流域において年間地下水岩盤浸透量が大きいことは、流出量と基底流量がNB流域に比べて少ないことに寄与している。
4. 基底流量の一定の割合を地下水岩盤岩浸透量として推定する単純な数値モデルでは、一部の期間におけるNA流域の流出量の時系列変動を再現できなかった。これは、流出プロセスにおける長期的で複雑な地下水貯留-流出システムの存在を示唆している。

これらの結果から、岩盤地下水浸透量は、隣接する流域でも、著しく大きい場合と無視できる程小さい場合など、大きく異なる特性を示した。これらのプロセスを解明するためには、複雑な岩盤地下水動態を含む、長期的な地下水貯留および流出システムや、土壌水と蒸発散量を加味した水収支など、さらなる調査・研究が必要である。

VI. 謝辞

本研究は、神奈川県による水源環境保全・再生の取り組みの水循環研究の一環として行った。[本研究は県の施策の基に行われており、日本語で翻訳することにより、効率的に研究結果や水文研究の重要性の普及と理解を促進できると考え、日本語訳バージョンを作成しました。ご理解をいただいた

Hydrological Research Letters 編集委員に感謝いたします。]

VII. 引用文献

- Abe, Y., Uchiyama, Y., Saito, M., Ohira, M., Yokoyama, T. (2020) Effects of bedrock groundwater dynamics on runoff generation: a case study on granodiorite headwater catchments, western Tanzawa Mountains, Japan. *Hydrological Research Letters* 14: 62-67. DOI: 10.3178/hrl.14.62
- Dunne, T., Black, R. D. (1970) An Experimental Investigation of Runoff Production in Permeable Soils. *Water Resources Research* 6: 478-490. DOI: 10.1029/WR006i002p00478
- Fujimoto, M., Kosugi, K., Tani, M., Banba, N., Fukagawa, R. (2014) Evaluation of Bedrock Groundwater Movement in a Weathered Granite Hillslope Using Tracer Methods. *International Journal of Erosion Control Engineering* 7: 32-40. DOI: 10.13101/ijece.7.32
- 福寫義宏・鈴木雅一 (1986) 山地流域を対象とした水循環モデルの提示と桐生流域の10年連続日・時間記録への適用. *京都大学農学部演習林報告* 57: 162-185.
- Fukushima, Y. (1988) A model of river flow forecasting for a small forested mountain catchment. *Hydrological Processes* 2: 167-185. DOI: 10.1002/hyp.3360020207
- Hewlett, J. D., Hibbert, A. R. (1967) Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In *Forest hydrology*, Sopper, W. E., Lull, H. W. (eds). Pergamon Press, New York; 275-290.
- Iwagami, S., Tsujimura, M., Onda, Y., Shimada, J., Tanaka, T. (2010) Role of bedrock groundwater in the rainfall-runoff process in a small headwater catchment underlain by volcanic rock. *Hydrological Processes* 24: 2771-2783. DOI: 10.1002/hyp.7690
- 神奈川県環境農政部緑政課 (2010) 神奈川県の水源環境保全・再生施策について. *地下水学会誌* 52: 65-73. DOI: 10.5917/jagh.52.65
- Katsura, S., Kosugi, K., Yamakawa, Y., Mizuyama, T. (2014) Field evidence of groundwater ridging in a slope of a granite watershed without the capillary fringe effect. *Journal of Hydrology* 511: 703-718. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.02.021
- Katsuyama, M., Ohte, N., Kabeya, N. (2005) Effects of bedrock permeability on hillslope and riparian groundwater dynamics in a weathered granite catchment. *Water Resources Research* 41: W01010. DOI: 10.1029/2004WR003275
- Katsuyama, M., Tani, M., Nishimoto, S. (2010) Connection between streamwater mean residence time and bedrock groundwater recharge/discharge dynamics in weathered granite catchments. *Hydrological Processes* 24: 2287-2299. DOI: 10.1002/hyp.7741
- Komatsu, H., Maita, E., Otsuki, K. (2008) A model to estimate annual forest evapotranspiration in Japan from mean annual temperature. *Journal of Hydrology* 348: 330-340. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.10.006
- 近藤純正・中園信・渡辺力・桑形恒男 (1992) 日本の水文気象 (3) 森林における蒸発散量. *水文・水資源学会誌* 5: 8-18. DOI: 10.3178/jjshwr.5.4_8
- Kosugi, K., Katsura, S., Katsuyama, M., Mizuyama, T. (2006) Water flow processes in weathered granitic bedrock and their effects on runoff generation in a small headwater catchment. *Water Resources Research* 42: W02414. DOI: 10.1029/2005WR004275
- Kosugi, K., Fujimoto, M., Katsura, S., Kato, H., Sando, Y., Mizuyama, T. (2011) Localized bedrock aquifer distribution explains discharge from a headwater catchment. *Water Resources Research* 47: W07530. DOI: 10.1029/2010WR009884
- Momiyama, H., Kumagai, T., Egusa, T. (2019) Reproducing monthly evapotranspiration from a coniferous plantation watershed in Japan. *Journal of Forest Research* 24: 197-200. DOI: 10.1080/13416979.2019.1604606
- Mosley, P. M. (1979) Streamflow generation in a

- forested watershed, New Zealand. *Water Resources Research* 15: 795-806. DOI: 10.1029/WR015i004p00795
- Oda, T., Suzuki, M., Egusa, T., Uchiyama, Y. (2013) Effect of bedrock flow on catchment rainfall-runoff characteristics and the water balance in forested catchments in Tanzawa Mountains, Japan. *Hydrological Processes* 27: 3864-3872. DOI: 10.1002/hyp.9497
- Onda, Y., Komatsu, Y., Tsujimura, M., Fujihara, J. (2001) The role of subsurface runoff through bedrock on storm flow generation. *Hydrological Processes* 15: 1693-1706. DOI: 10.1002/hyp.234
- Shimada, J., Momota, H., Ono, Y. (1980) Role of Groundwater in the Bedrock for Underground Oil Storage: A Hydrological Case Study of Small Granite Island. *Subsurface Space* 1: 393-400. DOI: 10.1016/B978-1-4832-8421-7.50061-2.
- 寺嶋智己・森綾子・石井治男 (1993) 花崗岩山地の二小流域における深部地下水浸透量の比較研究. *日本水文科学会誌* 23: 105-118.
- Uchida, T., Asano, Y., Ohte, N., Mizuyama, T. (2003) Seepage area and rate of bedrock groundwater discharge at a granitic unchanneled hillslope. *Water Resources Research* 39: 1018. DOI: 10.1029/2002WR001298
- 内山佳美・山根正伸 (2008) 森林における水環境モニタリングの調査設計. *神奈川県自然環境保全センター報告* 5: 15-24.
- 内山佳美・山根正伸 (2013) 対照流域法によるモニタリング調査のための観測システムの整備. *神奈川県自然環境保全センター報告* 10: 13-21.
- 内山佳美・横山尚秀・三橋正敏 (2015) 西丹沢ヌタノ沢の流出特性. *神奈川県自然環境保全センター報告* 13: 39-47.
- Wakahara, T., Shiraki, K., Suzuki, M. (2014) Comparison of runoff characteristics of two adjacent basins in a tropical rainforest using a modified hydrologic cycle model with outflow. *Hydrological Processes* 28: 509-520. DOI: 10.1002/hyp.9602
- 横山尚秀・内山佳美・山根正伸 (2013) 西丹沢ヌタノ沢の水文地質と流出状況. *神奈川県自然環境保全センター報告* 10: 101-113.

神奈川県自然環境保全センター報告編集要領

(趣 旨)

第1条 この要領は、神奈川県自然環境保全センター報告（以下、「センター報告」という。）の編集に関して必要な事項を定める。

(目 的)

第2条 センター報告は神奈川県自然環境保全センター（以下、「保全センター」という。）の業務から得られた研究成果及び知見を県民及び他の行政機関等に提供するとともに、記録・保存することを目的とする。

(掲載原稿の種類)

第3条 原稿の種類は、次に掲げるものとし、内容は別に定める「神奈川県自然環境保全センター報告投稿規定」（以下、「投稿規定」という。）による。

- (ア) 原著論文
- (イ) 調査・研究報告
- (ウ) 事業報告
- (エ) 速報
- (オ) 資料
- (カ) その他

(投稿者)

第4条 センター報告への投稿者は次のいずれかに該当するものとする。

- (1) 保全センター職員
- (2) 保全センター職員との共同調査研究者又は共著者
- (3) 編集委員会が依頼した者（特別寄稿）又は認められた者

(発 行)

第5条 センター報告は、原則として、年1回発行する。ただし、第8条の編集委員会が必要と認めた場合は、この限りではない。

(原稿の提出)

第6条 投稿者は、別に編集委員会が定める期日までに、投稿規定に定められた原稿を編集委員会に提出する。

(原稿の審査)

第7条 前条の規定により提出された原稿は、編集委員会において審査を行い、採択を決める。

2 編集委員会は、原著論文の審査に際し、必要に応じて外部学識経験者に査読を依頼し、意見を求めることができる。

3 編集委員会は必要に応じ、原稿の修正を求めることができる。

(編集委員会)

第8条 前条に規定する投稿原稿の審査等を行うため、編集委員会を置く。

2 編集委員会は、所長、副所長、研究企画部長兼自然保護公園部長、森林再生部長、自然再生企画課長、研究連携課長により構成する。

3 編集委員会には委員長を置き、所長を充てる。所長が不在の時は副所長が代行する。

4 編集委員会の庶務は、研究連携課が行う。

5 編集委員会は、必要に応じて、構成員以外の者の出席を求め、その意見を聴くことができる。

(その他)

第9条 この要領に定めるもののほか、編集に関して必要な事項は別に定める。

附 則

1 この要領は、平成15年12月1日から施行する。

2 神奈川県自然環境保全センター研究報告編集要領及び神奈川県自然環境保全センター自然情報編集要領は廃止する。

附 則

この要領は、平成16年11月18日から施行する。

附 則

この要領は、平成18年1月13日から施行する。

附 則

この要領は、平成19年4月1日から施行する。

附 則

この要領は、平成22年4月1日から施行する。

附 則

この要領は、平成25年6月19日から施行する。

附 則

この要領は、平成26年9月1日から施行する。

神奈川県自然環境保全センター報告投稿規定

(趣旨)

神奈川県自然環境保全センター報告（以下、「センター報告」という。）は、当センターにおける研究業績、事業に関係する調査研究結果を投稿することができる。投稿者資格は神奈川県自然環境保全センター報告編集要領（以下、「編集要領」という。）による。

(原稿の種類)

原稿の種類は、原著論文、調査・研究報告、事業報告、速報、資料、その他（特別寄稿、各年度の他紙発表原著論文の要旨）とし、その内容は以下のとおりとする。

(1) 原著論文

日英表題、要旨（5字以内のキーワードを添付する）、本文および図表、引用文献からなり、未発表の内容を含み、十分な考察がなされているもの。

(2) 調査・研究報告

日英表題（英は省略可）、要旨（省略可）、本文および図表、引用文献からなり、研究に関する調査結果をとりまとめたもの（報告書）。

(3) 事業報告

表題、要旨（省略可）、本文および図表、引用文献からなり、研究以外の業務に関する結果をとりまとめたもの（報告書）。

(4) 速報

日英表題（英は省略可）、要旨（省略可）、本文および図表、引用文献からなり、新規性がありかつ公表の緊急性が高いもの、新たに開発された研究方法や機械の紹介、既成の知見を確認する報文や貴重な測定結果等。

(5) 資料

表題、データ等からなり、業務で得られた測定結果、知見、記録などを簡潔にとりまとめたもの。

(6) その他

(1) から (5) に該当しない種類で、センター報告編集委員会（以下、「編集委員会」という。）が認めたもの。総説・調査報告・国際学会報告・他紙発表原著論文の要旨等。

(原稿の書き方)

原著論文、報告、速報、資料は、以下の書式に従う。他も可能な限り従うものとする。なお、編集委員会が必要と認めたものはこの限りではない。

- (1) 要旨は冒頭に著者名、表題、神奈川県自環保センター報告、空白（15文字分）を付加し、これらを含めて和文は500字以内、英文は250語以内とする。要旨中では図・文献・数式などの引用は避け、行を変えない。
- (2) 原著論文の表題は、連報性（Ⅰ、Ⅱ等のついた表題）にしない。また、「…に関する研究」や「…について」などの表現は避ける。
- (3) 原稿は、パソコン等に入力して作成し、A4判の白紙に横書きで、横23字×縦42行に整えたものとする。新仮名遣いにより、学術用語以外は常用漢字を用いる。原稿中に欧語を用いるのは、その必要がある場合に限る。なお原稿の長さは、図・表・写真等を含め原則として刷り上がり10頁以内とする。
- (4) 図表の文字はMSP明朝で入力する。
- (5) カタカナ表記はすべて全角入力とする（半角かかは使用しない）。
- (6) 数字は半角で入力し、3桁ごとにカンマ（,）を入れる。
- (7) 英文は半角で入力し、カンマ（,）、ピリオド（.）も半角とする。なお、単語と単語の間には半角ダブルスペース（ ）を、カンマ及びピリオドの後には半角スペース（ ）を入れる。
- (8) 動物・植物の和名は全角カタカナ書きとし、学名はイタリックとする。これらの字体の指定は、太字指定、数式（係数など）の字体などとともに下記の例にならってすべて朱書きとする。単位は慣用となっている略字によって記載し、ピリオドをつけない。単位、数は半角表記とする。
Pinus → *Pinus*
- (9) 図および写真は下端に、また、表は上端にそれぞれ通し番号（図1、表1など）をつけた表題を付ける。また上端外に著書名、通し番号をつける。表題や注には英文を併記することができる。
- (10) 引用文献はアルファベット順に記載する。本文中での引用は、該当人名に（年号）あるいは事項に（人名，年号）をつけて引用する。後述の方

法で同一年号の場合は年号のあとに発表順に a、b、c をつける。誌名の略記法は和文の場合は慣例により、欧文の場合は Forestry Abstracts にならう。巻通しページがある場合は巻のみとし、ないときは、巻（号）を併記する。記載方法は次の例に従う。

例

(ア) 雑誌の場合

山根正伸・横内宏宣 (1991) スギノアカネトラカミキリによる林分内被害量調査法. 日本林学会誌 73 : 264 - 269

Yamane, M., Hayama, S. and Furubayashi, K (1996) Over-winter weight dynamics in supplementally fed free-ranging sika deer (Cervus Nippon). Journal of Forest Research 1(3) : 143-153

(イ) 書籍の場合

中川重年 (1994) 検索入門針葉樹. 188pp, 保育社, 大阪.

Levitt, J. (1972) Responses of plant to environmental stresses. 697pp, Academic Press, New York and London.

(ウ) 書籍中の場合

小林繁男 (1993) 熱帯林土壌の瘦悪化. 280-333. 熱帯林土壌. 真下育久編, 385pp, 勝美堂, 東京.

Wells, J. F. and Lund, H. G. (1991) Integrating timber information in the USDA Forest Service. 102-111. In Proceedings of the Symposium on Integrated Forest Management Information Systems. Minowa, M. and Tsuyuki, S. (eds.), 414pp, Japan Society of Forest Planning Press, Tokyo.

(11) 執筆原稿に連帯して責任を持つ場合は共著とすることができる。また、自然環境保全センター職員等および当センター職員以外の県職員が業務として協力した場合は、機関名・所属名により謝意を表す。

(12) その他文章の書き方、本文中の番号の記載順序は、原則として神奈川県文書管理規定に従う。

(例 I → 1 → (1) → ア → (ア) など)

(原稿の提出)

投稿者は、別に定める期日まで、原稿 2 部を各部編集委員会事務局員に提出する。提出にあたっては、原則として本文はワード、一太郎またはテキストファイル形式で図表はエクセルファイル形式で、写真は PDF・JPEG・TIFF ファイル形式で、CD、MO、FD などの電子媒体 1 組に保存したものを添付する。

(原稿の修正)

投稿された原稿は、編集要領に基づき審査を行い、掲載の可否を決定するとともに、審査結果により修正を求める場合がある。

(附 則)

- 1 この投稿規定は、平成 15 年 12 月 10 日から施行する。
- 2 神奈川県自然環境保全センター研究報告投稿規定および神奈川県自然環境保全センター自然情報投稿規定は廃止する。

(附 則)

- 1 この投稿規定は、平成 16 年 1 月 18 日から施行する。

(附 則)

- 1 この投稿規定は、平成 18 年 1 月 13 日から施行する。

(附 則)

- 1 この投稿規定は、平成 18 年 10 月 10 日から施行する。

(附 則)

- 1 この投稿規定は、平成 25 年 6 月 19 日から施行する。

(附 則)

- 1 この投稿規定は、平成 26 年 9 月 1 日から施行する。

**神奈川県自然環境保全センター報告
第17号**

令和5年10月 発行

発行 神奈川県自然環境保全センター
厚木市七沢 657
TEL (046) 248-0323 (代)
〒243-0121

編集・印刷 有限会社 青史堂印刷
相模原市南区古淵 6-28-37
TEL (042) 748-3921
〒252-0344



神奈川県

自然環境保全センター
厚木市七沢 657 〒243-0121 TEL (046)248-0323(代)
<http://www.pref.kanagawa.jp/div/1644>