

表 1 調査地一覧

No.	調査地	管理ユニット	標高 (m)	土地利用	管理捕獲 の開始年*1	柵の 設置年	第1回 調査年	最終 調査年	シカ密度の 低減率(%)*2
1	切通沢	世附川A	890	保護区(H11まで猟区)		2003	2003	2009	257
2	金山沢	世附川B	660	猟区		2003	2003	2008	100
3	イデン沢	世附川C	835	猟区		2003	2003	2010	35
4	大又沢	世附川D	550	猟区		2003	2003	2010	817
5	大又沢下流	世附川E	458	猟区	2007	2003	2003	2008	63
6	権現山	中川川上流A	1,130	保護区	2007	2001	2003	2010	37
7	大室山	中川川上流B	1,520	保護区		2001	2003	2010	247
8	大室山2	中川川上流B	1,550	保護区		2004	2005	2009	274
9	ショクボ沢	中川川上流B	1,115	保護区	2007	2005	2005	2008	413
10	石棚山	中川川上流C	1,445	保護区	2007	1998	2004	2010	34
11	つつじ新道	中川川上流C	1,250	保護区		2002	2004	2008	101
12	檜洞丸1	中川川上流C	1,530	保護区		2005	2005	2009	104
13	丹沢湖南	丹沢湖A	435	可猟区	2003	2003	2003	2009	2260
14	丹沢湖	丹沢湖B	550	保護区	2003	2003	2003	2009	26
15	丹沢湖北	丹沢湖C	355	猟区		2003	2003	2011	158
16	湯本平	丹沢湖D	360	可猟区		2003	2003	2008	220
17	焼山	神ノ川A	1,090	禁猟区(H12まで猟区)		2002	2004	2011	100
18	黍穀山	神ノ川B	1,186	禁猟区(H12まで猟区)		2002	2004	2008	50
19	大室山東	神ノ川D	1,395	保護区		2004	2005	2009	31
20	大室山1	神ノ川D	1,562	保護区		2005	2005	2008	11
21	犬越路	神ノ川D・E	1,120	保護区		2005	2005	2011	31
22	白ヶ岳	神ノ川E	1,420	保護区		2001	2005	2011	31
23	檜洞丸2	神ノ川E	1,595	保護区		1994	2005	2009	11
24	テシロの頭	丹沢中央B	1,440	保護区		1999	2003	2008	121
25	雨山	丹沢中央C	1,010	猟区	2003	2001	2003	2011	437
26	イタリノ頭	丹沢中央D	1,190	保護区	2003	2003	2004	2009	93
27	小丸	丹沢中央D	1,340	保護区	2003	1998	2005	2008	267
28	箒杉沢	丹沢中央D	940	保護区	2003	2004	2005	2008	85
29	竜ヶ馬場2	丹沢中央D	1,504	保護区	2003	2006	2006	2011	66
30	日影山	丹沢南麓A	740	可猟区		2001	2004	2008	215
31	秦野峠	丹沢南麓B	640	保護区・可猟区	2007	2003	2003	2008	95
32	寄	丹沢南麓C	450	保護区	2007	2003	2003	2009	94
33	鍋割山	丹沢南麓D	1,035	保護区	2007	2002	2003	2008	133
34	栗ノ木洞	丹沢南麓E	763	保護区	2007	2003	2004	2008	133
35	荒沢	早戸川B	860	可猟区		2002	2004	2011	33
36	三峰(津久井)	早戸川C	1,330	保護区	2003	1997	2005	2011	28
37	蛭ヶ岳	早戸川D	1,520	保護区		2002	2003	2008	660
38	木ノ又1	中津川B	1,383	保護区		1999	2005	2011	28
39	木ノ又2	中津川B	1,415	保護区		1999	2005	2009	79
40	丹沢山	中津川B	1,460	保護区	2003	2003	2005	2010	20
41	三峰(清川)	中津川B	1,320	保護区	2003	2002	2003	2010	14
42	竜ヶ馬場	中津川B	1,470	保護区	2003	2000	2005	2009	79
43	札掛	中津川C	420	保護区	2007	2002	2003	2008	59
44	よもぎ平	中津川D	965	保護区		2002	2003	2011	67
45	水沢	中津川D	915	保護区		2006	2006	2010	64
46	大倉	大山・秦野A	290	保護区・可猟区		2003	2003	2010	58
47	阿不利林道	大山・秦野C	444	保護区		2004	2004	2011	100
48	日向	清川A	640	保護区・可猟区		2004	2005	2008	60
49	辺室山	清川E	533	可猟区		2004	2005	2008	210
50	ハチガ沢	宮ヶ瀬湖A	543	可猟区		2002	2004	2008	704
51	仏果山	宮ヶ瀬湖B	510	保護区		2002	2004	2011	100
52	平成の森	宮ヶ瀬湖D	437	可猟区		2002	2004	2008	404

* 1 管理捕獲地は捕獲エリア（たつま）の周囲 1km 圏内までとした。

* 2 第 1 回調査時点に対する最終調査年時点のシカ密度の低減率とした。その時点のシカ密度データがない場合は、1～2 年前後のものを用いた。

の生息密度が3割未満に低減しなかった地点は7地点あった。

2 調査方法

各地点の柵内外に2m×2mの方形枠を各10個設置して林床植生調査枠とした。各枠で植被率と出現種を記録した。また、出現した高木性樹木のうち、

表2 不嗜好性種と採食耐性種の一覧

(a)不嗜好性種			(b)採食耐性種		
種名	科名	生活型	種名	科名	生活型
オオバアサガラ	エゴノキ	高木	ミヤマクマザサ	イネ	ササ
シキミ	マツブサ	小高木	アキメヒシバ	イネ	多年草(中型)
アセビ	ツツジ	低木	ウラハグサ	イネ	多年草(中型)
ミツマタ	ジンチョウゲ	低木	オオウシノケグサ	イネ	多年草(中型)
ミヤマシキミ	ミカン	低木	カニツリグサ	イネ	多年草(中型)
マルバダケブキ	キク	多年草(大型)	キツネガヤ	イネ	多年草(中型)
オオバイケイソウ	シュロソウ	多年草(大型)	タチネズミガヤ	イネ	多年草(中型)
ナガバヤブマオ	イラクサ	多年草(大型)	トボシガラ	イネ	多年草(中型)
メヤブマオ	イラクサ	多年草(大型)	ナガハグサ	イネ	多年草(中型)
ヤブマオ	イラクサ	多年草(大型)	ヌカボ	イネ	多年草(中型)
ヨウシュヤマゴボウ	ヤマゴボウ	多年草(大型)	ノガリヤス	イネ	多年草(中型)
オオバノイノモトソウ	イノモトソウ	多年草(中型)	ホガエリガヤ	イネ	多年草(中型)
シロヨメナ	キク	多年草(中型)	ヒメノガリヤス	イネ	多年草(中型)
ハウチワテンナンショウ	サトイモ	多年草(中型)	ヤマカモジグサ	イネ	多年草(中型)
ホソバテンナンショウ	サトイモ	多年草(中型)	コチヂミザサ	イネ	多年草(小型)
ミミガタテンナンショウ	サトイモ	多年草(中型)	クサイ	イグサ	多年草(中型)
ムラサキマムシグサ	サトイモ	多年草(中型)	チヂミザサ	イネ	多年草(小型)
テンナンショウspp.	サトイモ	多年草(中型)	ヤマズメノヒエ	イグサ	多年草(小型)
テンニンソウ	シソ	多年草(中型)	オオバチドメ	ウコギ	多年草(小型)
フタリシズカ	センリョウ	多年草(中型)	ノチドメ	ウコギ	多年草(小型)
ナツトウダイ	トウダイグサ	多年草(中型)	ヒメチドメグサ	ウコギ	多年草(小型)
イヌホオズキ	ナス	多年草(中型)	イワニガナ	キク	多年草(小型)
ハダカホオズキ	ナス	多年草(中型)	ヘビイチゴ	バラ	多年草(小型)
ベニバナヤマシャクヤク	ボタン	多年草(中型)	ヤブヘビイチゴ	バラ	多年草(小型)
ヤマシャクヤク	ボタン	多年草(中型)	タネツケバナ	アブラナ	一年草
マツカゼソウ	ミカン	多年草(中型)	ササガヤ	イネ	一年草
オウレンシダ	コバノイシカグ	多年草(小型)	ネズミガヤ	イネ	一年草
ヒトリシズカ	センリョウ	多年草(小型)	アシボソ	イネ	一年草
タンザワイケマ	キョウチクトウ	草本(つる)	ヤマミズ	イラクサ	一年草
イケマ	キョウチクトウ	草本(つる)	ミズ	イラクサ	一年草
			ベニバナボロギク	キク	一年草
			イヌタデ	タデ	一年草
			タニソバ	タデ	一年草
			アオミズ	タデ	一年草
			ナガボハナタデ	タデ	一年草
			ハナタデ	タデ	一年草
			ミヤマタニソバ	タデ	一年草

表3 植生回復の4指標における変化量の5段階区分

指 標	5段階区分				
	悪化	←	変化なし	→	改善
植被率(%)	20%以上減	10%以上減	±10%	10%以上増	20%以上増
樹木稚樹の最大高(cm)	20cm以上低	10cm以上低	±10cm	10cm以上高	20cm以上高
ササ平均稈高(cm)	20cm以上低	10cm以上低	±10cm	10cm以上高	20cm以上高
不嗜好性種の相対優占度(%)	10%以上増	5%以上増	±5%	5%以上減	10%以上減

*指標は、変化なしを中心にして、右方向は改善、左方向は悪化を示している。

高さ 10cm 以上のものを対象として種ごとに樹高を測定した。ササについては各株の最大桿高を測定した。第 1 次計画時の調査から第 2 次計画の途中までは、出現種の被度・群度は調査員・季節による測定誤差があると考えて記録しなかった。しかし、第 2 次計画の途中（2009 年）からは被度・群度を記録している。また、高木性樹木の測定は、年度により低木種の樹高が測定されたこともあり、2010 年からの調査では各株で高木性樹木の樹高の上位 5 本を対象として、樹種の記録と樹高を測定している。現地調査は基本的に 7 月～9 月に行うこととしたが、高標高の地点の調査が 11 月に行われた場合もあった。このような季節はずれの調査における植被率は解析の対象から除外した。なお、高木性樹木とは佐竹ら（1989a、b）『日本の野生植物』で高木または小高木と記載されている樹種とした。

3 解析方法

管理捕獲による植生回復の効果をみるために、52 地点の柵内外を 4 カテゴリーに区分した。すなわち、柵内、2003 年からの管理捕獲地、2007 年からの管理捕獲地、捕獲未実施地である。実際の捕獲地の周囲 1km 圏内に含まれる植生定点調査地も便宜的に管理捕獲地とした。

植生回復の指標として 4 つの指標、すなわち林床植生の植被率と高木性樹木稚樹の最大高（以下、樹高）、ササの平均桿高（以下、ササの桿高）、不嗜好性種の優占度を用いた（田村ら 2005、2007）。不嗜好性種の優占度は、各地点の柵内外で、全出現種の出現頻度の合計値に対する不嗜好性種と採食耐性種（表 2）の合計値の比率として算出した。

4 カテゴリーで指標の変化を比較するために、各調査地で指標の 2 時点の変化量を 5 段階に区分して（表 3）、各カテゴリーの調査地点数に対する比率で表した。2 時点の最初は第 1 次計画の 2003～2006 年のいずれかの調査時点を、最後は 2007～2011 年のいずれかの調査時点とした。3 回以上調査したところでも最初と最後の 2 時点で変化量を算出した。2 時点の間隔の最長は 8 年、最短は 3 年、平均は 5 年である。なお、単位面積あたりの出現種数や多様度指数を回復指標に用いなかったのは、シカの影響に関わらず遷移の過程で種数が変動することや、シ

カの影響で種数が増加する場合があるからである。

III 結果

1 植被率

柵内では 20% 以上増加と 10% 以上増加を含めて 6 割の地点で植被率は増加した（図 2）。± 10% の範囲内の変化なしの地点は 3 割あった。2003 年からの管理捕獲地では 20% 以上増加と 10% 以上増加を含めて 2 割の地点で植被率は増加して、変化なしの地点は 6 割あった。2007 年からの管理捕獲地も植被率が増加した地点は 2 割あり、変化なしの地点は 7 割あった。なお柵内および 2003 年と 2007 年からの管理捕獲地ともに 1～2 割の地点で植被率は低下

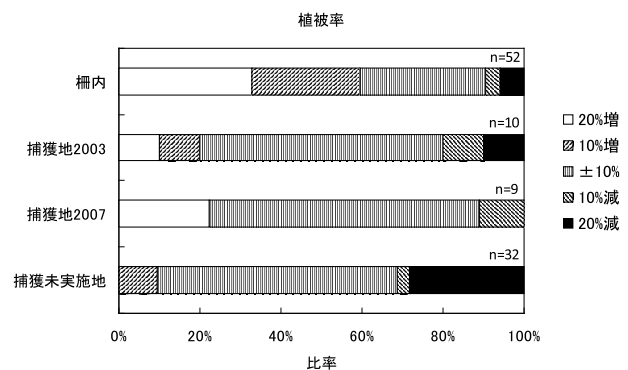


図2 植被率の変化量

柵内は全地点の柵内を、捕獲地 2003 は柵外のうち 2003 年からの管理捕獲地を、捕獲地 2007 は柵外のうち 2007 年からの管理捕獲地を、捕獲未実施地は柵外のうち捕獲が未実施なところを示す。

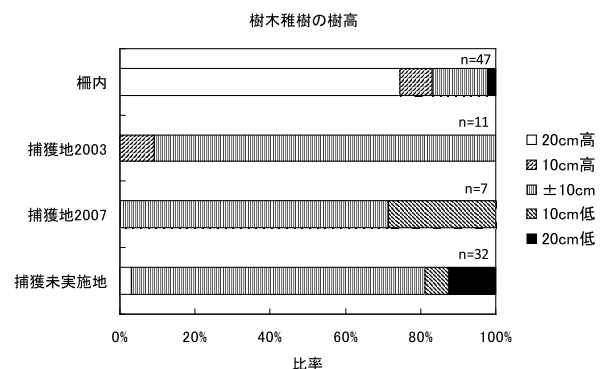


図3 樹木稚樹の樹高の変化量

柵内は全地点の柵内を、捕獲地 2003 は柵外のうち 2003 年からの管理捕獲地を、捕獲地 2007 は柵外のうち 2007 年からの管理捕獲地を、捕獲未実施地は柵外のうち捕獲が未実施なところを示す。

した。捕獲未実施地では10%以上増加した地点が1割あって、変化なしの地点は6割あった。10%以上減少と20%以上減少を含めて3割の地点で植被率は低下した。

2 樹木稚樹の樹高

柵内では樹高が20cm以上高くなった地点が全体の7割を占めてもっとも多く、10cm以上高くなった地点を含めると8割の地点で樹高は高くなった(図3)。2003年からの管理捕獲地では樹高が10cm以上高くなった地点は1割あって、残りの地点は変化なしであった(図3)。2007年からの管理捕獲地では樹高が高くなった地点はなく、変化なしの地点は7割あって、10cm以上低下した地点は3割あった。捕獲未実施地では1地点で樹高が20cm以上高

くなっていたが、8割の地点は変化なしで、2割の地点は10cm以上低下した。

3 ササの稈高

柵内では稈高が20cm以上高くなった地点が6割あって、10cm以上高くなった地点を含めると7割の地点でササの稈高は高くなった(図4)。変化なしの地点は2割あり、10cm以上低下した地点は1割あった。2003年からの管理捕獲地では稈高が10cm以上高くなった地点は2割あって、残りの地点は変化なしであった(図4)。2007年からの管理捕獲地では稈高が高まった地点はなかった。捕獲未実施地では20cm以上高くなった地点が2割あり、10cm以上高くなった地点を含めると3割の地点で稈高は高くなった。一方で20cm以上低くなった地点は5割あった。

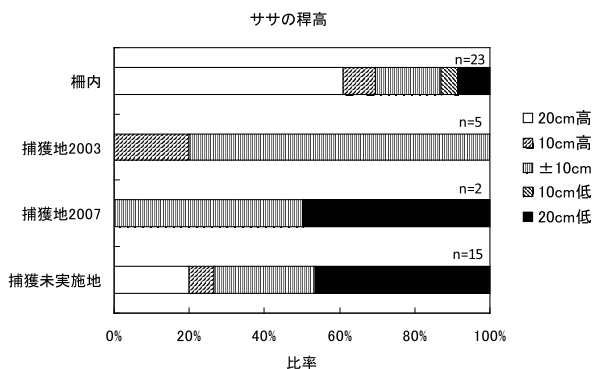


図4 ササ稈高の変化量

柵内は全地点の柵内を、捕獲地2003は柵外のうち2003年からの管理捕獲地を、捕獲地2007は柵外のうち2007年からの管理捕獲地を、捕獲未実施地は柵外のうち捕獲が未実施なところを示す。

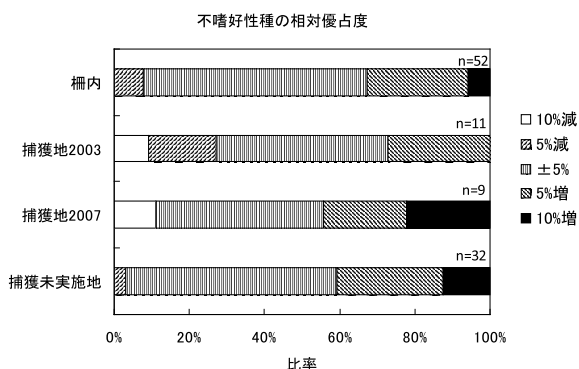


図5 不嗜好性種の相対優占度の変化量

柵内は全地点の柵内を、捕獲地2003は柵外のうち2003年からの管理捕獲地を、捕獲地2007は柵外のうち2007年からの管理捕獲地を、捕獲未実施地は柵外のうち捕獲が未実施なところを示す。

4 不嗜好性種の優占度

柵内では不嗜好性種の優占度が減少した地点は1割あり、変化なしの地点は6割、増加した地点は3割あった(図5)。2003年からの管理捕獲地では不嗜好性種の優占度が減少した地点は3割あり、変化なしの地点は5割、5%増加した地点は3割あった。2007年からの管理捕獲地では不嗜好性種の優占度が減少した地点は1割あり、変化なしの地点は4割、5%増加と10%以上増加を含めた地点は4割あった。捕獲未実施地では不嗜好性種の優占度が低下したのは1地点のみで、変化なしの地点は6割あり、5%以上と10%以上増加を含めた地点は4割あった。

IV 考察

1 柵内の植生変化

第1次計画を開始した2003年以降9年間の植生の変化を解析したところ、回復の指標とした植被率や樹木稚樹の樹高、ササの稈高が高まった地点はいずれも6割以上に達した。とくに樹木稚樹の樹高が高まった地点は8割に達した。これらの結果は、柵内で植物が成長している地点が多いことと、これらの3指標はシカの採食圧を排除した際に反応しやすいことを示している。逆にいえば、本調査を開始した時点の柵内はシカの累積的な影響が残っていて回

復途上だった地点が多かったことを示唆している。

柵でシカを排除することで採食耐性種を含めた不嗜好性種の優占度が低下することを期待したが、不嗜好性種の優占度が減少した地点は1割に留まった。シカの不嗜好性種が一度森林内に成立すると、採食圧を取り除いても種組成が元の状態に戻らない可能性があることが海外の事例においても指摘されている (Kirby 2001、Husheer *et al.* 2003)。本報告の結果は、一度、シカの強い採食圧を受けて不嗜好性種の樹木や大型多年草が定着すると、その後にシカの採食圧を排除しても不嗜好性種は減少しにくく、時点間で不嗜好性種の優占度に変化が見られなかったことを反映した可能性がある。

柵内では植被率や樹木稚樹の樹高、あるいはササの桿高という植生量の回復がみられたものの、種組成という質的な回復については長期間の追跡調査により検証する必要がある。

2 管理捕獲地の植生変化

2003 年からの管理捕獲地では植被率や樹木稚樹の樹高、ササの桿高のいずれかの指標が改善した地点が1地点ずつあった。シカの管理捕獲をしても植生回復の指標が改善した地点が少なかった理由として、調査期間内においてシカの密度が半減したのは4地点しかなく、その3地点でしか5頭/km²程度に低減できなかったこと、また、密度が低下してから間もないため、植物側の反応が遅れていること、さらに、シカの管理捕獲地は捕獲前からシカの密度が数10頭/km²と高密度で植生が劣化していたことから、5頭/km²程度に低下しても累積的な影響がいまだに残っていることがあげられる。そのため、管理捕獲地では、シカの捕獲圧を継続ないし強化してシカの密度を保護管理計画の目標の0～5頭/km²の状態を維持していけば、植生回復の指標は徐々に改善すると考える。

一方、2007 年からの管理捕獲地では、植被率の指標を除いて2003 年からの捕獲地ほどの改善傾向はみられなかった。また、捕獲未実施地の状況と大きな差異はみられなかった。この2003年と2007年の管理捕獲地の植生変化の差異は、2007 年からの管理捕獲地では捕獲を開始して間もないこともあって植物側の反応が表れていないからと考える。

これまでに、シカの個体数管理により劣化した植生が回復した事例はほとんどない。そうしたなか北海道の阿寒国立公園ではエゾシカの密度低下に伴い、林床植生が回復傾向を示した (稲富ら 2012)。稲富ら (2012) によると、1993 年のシカ生息密度が平均27頭/km²であった地域で2009年に平均10頭/km²に低下した地域で、クマイザサやカラマツソウ属、エンレイソウ属の被度または植物高が増加傾向を示し、不嗜好性種のハンゴンソウが消失した。上述のとおり丹沢でも2003年から管理捕獲している地点で林床植被率の増加や、樹木稚樹の樹高およびミヤマクマザサの桿高の増大が確認された地点もあるものの、そうした場所は数地点に留まっている。丹沢ではシカの強い採食圧を累積的に受けてきたためシカの密度が低下してすぐに植物側が反応するわけではなく、シカの密度低下と植物の反応には時間差があると考えられる。今後、引き続き捕獲圧をかけることにより、本報告の調査において、各指標に変化があらわれなかった地点でも正の変化を示すことが期待される。

3 捕獲未実施地の植生状態

捕獲未実施地では、いずれかの指標で改善した地点があった一方で、悪化した地点もあって、地点により指標はばらついた。このことは、もともとシカの採食圧の低い地点で樹木稚樹やササ桿高が高くなったこと、その一方で採食圧の高まりで植被率や樹木稚樹、ササの桿高が悪化したことを示している。とくにササの桿高が前回よりも20cm以上低下したり、不嗜好性種の優占度が増加したりした地点は大流域エリアでいう「世附川」や「神ノ川」に複数あった。両エリアともに第1次計画開始時点では比較的健全な植生が残っていた地域であり、それが近年の採食圧の高まりによってスズタケが退行していることを表した結果といえる。

V おわりに

第1次計画開始当時から管理捕獲している地点では植生の指標が改善傾向を示したところもあるが、変化なしのところが多かったため、引き続き捕獲圧をかけることで植生の指標は改善するだろう。一方

で、管理捕獲の未実施地では悪化しているところもあったため、こうした地域では予防的な管理捕獲が必要である。今後は、捕獲効率や植生の種組成の解析もして、植生回復のための効果的な捕獲計画を立てることが課題である。第3次神奈川県ニホンジカ保護管理計画においてシカの管理捕獲を強化するために、専門知識と技術を有するワイルドライフレンジャーを導入したことは、予防的な管理捕獲の一助になることを期待できる。

VI 謝辞

本報告の執筆にあたり、東京農工大学の大橋春香博士には草稿を読んで貴重なご指摘をいただいた。また、調査の実施にあたり、受託会社の担当者の方々と、当センターの調査に参加して下さった多くの方々のお世話になった。個別に氏名をあげないが、協力して下さった皆さまに感謝します。

VII 引用文献

藤森博英・末次加代子・池谷智志・小林俊元・馬場重尚・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におけるニホンジカ捕獲数の動向. 神奈川県自然環境保全センター報告 11: 9-14.

Husheer, SH., Coomes, DA. and Robertson, AW. (2003) Long term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand *Nothofagus* forests. *For. Ecol. Manage.* 181: 99-117.

稲富佳洋・宇野裕之・高嶋八千代・鬼丸和幸・宮木雅美・梶 光一 (2012) 阿寒国立公園におけるエゾシカ生息密度の低下に伴う林床植生の変化. 保全生態学研究 17: 185-197.

Kirby, K. J. (2001) The impacts of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219-229.

永田幸志・栗林弘樹・山根正伸 (2003) ニホンジカ (*Cervus nippon*) 保護管理に関する調査報告. 神奈川県自然環境保全センター自然情報 2: 1-11.

林野庁 (2012) 平成 24 年度版森林・林業白書. 208+32pp, 一般社団法人全国林業改良普及協会, 東京.

佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠夫 (1989a) 日本の野生植物木本 I. 321pp.+304pl. 平凡社, 東京.

佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠夫 (1989b) 日本の野生植物木本 II. 305pp.+288pl. 平凡社, 東京.

植生学会企画委員会 (2011) ニホンジカによる日本の植生への影響—シカ影響アンケート調査 (2009 ~ 2010) 結果—. 植生情報 15: 9-30.

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 2: 11-20.

田村 淳・永田幸志・小林俊元・栗林弘樹・山根正伸 (2007) 第1次神奈川県ニホンジカ保護管理事業における植生定点モニタリング. 神奈川県自然環境保全センター報告 4: 7-20.

田村 淳・藤森博英・末次加代子・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 11: 37-43.

宇野裕之・横山真弓・坂田宏志・日本哺乳類学会シカ保護管理検討作業部会 (2007) ニホンジカ個体群の保全管理の現状と課題. 哺乳類科学 47: 25-38.

神奈川県の水源地の施業地においてシカが林床植生に及ぼす影響

田村 淳*・山根正伸*¹・武田 潤**・久富寛之**²

Impact of sika deer on forest floor vegetation of managed water-source forests in Kanagawa Prefecture

Atsushi TAMURA*, Masanobu YAMANE*¹, Jun TAKEDA**
and Hiroyuki HISATOMI**²

要 旨

水源の森林エリアの針葉樹人工林と広葉樹林の土壌保全を主目的として、林床植生を増加させるために間伐や受光伐が行われた丹沢と箱根、小仏山地の 50 箇所 138 試験区を、林相別とシカの生息密度の高低による地域別、植生保護柵の有無別で 6 区分して、草本層の植被率と現存量、種の多様性（単位面積あたりの種数、Shannon の H' ）、種組成を比較した。人工林では、シカの生息密度の高い丹沢の柵外と柵内、シカの生息密度の低い箱根・小仏の 3 カテゴリー間で植被率と現存量、種数、 H' は同程度であったが、シカの不嗜好性種の相対優占度は丹沢の柵外で高かった。丹沢の柵内と柵外を比較すると、柵内では植被率や現存量、種数が柵外よりも上回る傾向があったが、有意差は認められなかった。広葉樹林では、丹沢の柵外と柵内、箱根・小仏の 3 カテゴリー間で植被率と現存量に差異があり、いずれも丹沢の柵外で少なかった。また、柵外では不嗜好性種の相対優占度も高かった。以上の結果から、丹沢の人工林と広葉樹林はともにシカの採食影響を受けており、その影響は人工林と広葉樹林で異なることがわかった。丹沢の人工林と広葉樹林でシカの影響に対する反応が異なった理由として、丹沢の人工林で被度が高かった不嗜好性種のオオバノイノモトソウと採食耐性種のチヂミザサの存在があげられる。丹沢の人工林では間伐すれば不嗜好性種が増加して土壌保全効果を発揮できるが、質的な改善を図るには施業とともにシカ対策が必要である。広葉樹林では、施業に優先してシカ対策の実施が望まれる。

キーワード：現存量、採食耐性種、植被率、植物種数、不嗜好性種

I はじめに

神奈川県は、水源かん養など森林のもつ公益的機能の高い森林に誘導することを目指して、荒廃の進む私有林で 1997 年から水源の森林づくり事業を実施している。水源の森林づくり事業は、2007 年からは個人県民税の超過課税を導入した「かながわ水源環境保全・再生施策」の主要事業に位置付けられ、

精力的に進められている。

水源の森林づくり事業では、目標林型として巨木林と複層林、針広混交林、広葉樹林を設定している。しかしながら、もともと 40～50 年の短伐期による木材生産を目的としてきた針葉樹人工林（以下、人工林）を、巨木林や複層林、針広混交林に誘導する科学的知見は不足しており、技術は確立されていない。また、広葉樹林は人工林と異なって樹種組成が

* 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）

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

** 神奈川県自然環境保全センター森林再生部水源の森林推進課（〒243-0121 厚木市七沢 657）

**² 現所属 神奈川県環境農政局水・緑部森林再生課（〒231-8588 横浜市中区日本大通 1）

複雑であること、立木の配置状態も不均一であることから、公益的機能の高い広葉樹林に誘導する施業法は木材生産を主目的とした人工林の施業体系とは異なることが予想される。目標林型に誘導するための科学的知見と技術が不足するなか、水源の森林づくり事業は、事業にモニタリングを組み込み、科学的データを蓄積し、土壌保全の効果を検証し、技術を改善するといった順応的管理の考え方に基づいて推進されている。2012年現在、水源の森林づくり事業では水源かん養機能の向上と維持に重要な役割を果たす土壌の保全を第一義に掲げて、人工林では間伐が、広葉樹林では受光伐が主に行われている。

著者らは、水源の森林エリアにおいて人工林と広葉樹林に合計50箇所の調査地点を設定して5年おきに光環境や植生、土壌侵食量をモニタリングする計画を2000年代前半に立てた。各地域県政総合センター水源林施業担当者の協力により、2002年～2008年までの7年間で50箇所の地点設定と第1回目の調査が終了した。場所により2回目の調査を開始しているところもある。

一般的に間伐などの施業は光環境を改善して林床植生を増加させる。その一方でシカの生息する地域では施業がシカを増やすきっかけになって林床植生が衰退する可能性もある。林床植生が衰退すると土壌侵食が発生する(石川2008)。これらの知見からシカの生息地では水源の森林づくり事業の施業効果が発揮されない場合のあることが予想される。しかしながら、シカの生息地における施業後の林床植生の変化の知見はなく、あるのは島田・野々田(2009)による強度間伐後の広葉樹の侵入に及ぼすシカの影響についてくらいである。全国的にシカの分布が広がっていること、および人工林の強度間伐が進められていること(林野庁2012)から、シカの生息地における施業後の林床植生の状況を把握することは重要である。

そこで、本報告では、「かながわ水源環境保全・再生施策」の第1期計画期間の2007～2011年に実施されたモニタリング調査のデータを用いて、林相別とシカの生息密度の高低による地域別、植生保護柵(以下、柵)の有無別の6カテゴリー間で林床植生を比較して、施業後の林床植生に及ぼすシカの影響を考察した。

なお、水源の森林づくり事業では「施業」を「整備」と同じ用語として使用しているが、本報告では林業分野で一般的な「施業」を使うことにした。また、2007年からは2回目の調査を行っているものの2時点のデータがすべて揃っていないため、時点間の植生変化については50箇所のデータが揃ってから報告する。

II 調査地と方法

1 調査地

調査地は、神奈川県西部に位置する水源の森林エリアの50箇所である(図1)。50箇所ともに2002年以降に人工林では間伐が、広葉樹林では受光伐が行われ、その際にモニタリングのための試験区の設定と、当該年または次年度に第1回目の調査が行われた。50箇所のうち、シカの生息密度の高い丹沢山地(以下、丹沢)に含まれるのは36箇所、シカの生息密度が低い県南西部の箱根外輪山(以下、箱根;小田原市および南足柄市)に10箇所、同様にシカの生息密度が低い県北部の小仏山地(以下、小仏;旧相模湖町および藤野町)に4箇所である。各調査地には場所により複数の試験区が設定されている。また、丹沢の36箇所のうち29箇所には施業の際にシカの採食圧を排除し、シカの影響を定量的に把握するための柵が設置された。各箇所

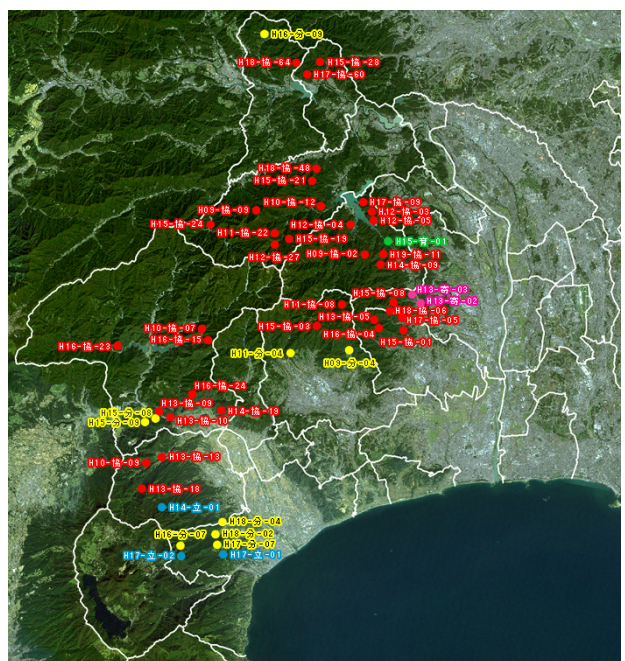


図1 調査箇所位置図

の複数の試験区および柵の有無を考慮すると合計で140の試験区となる。うち2試験区はかつて採草地として利用されていた草原である。50箇所140試験区の設定および第1回目の調査は、2002年から開始して2008年に終了した。この試験区の設定と同時進行で第2回目の調査は2007年から開始した。調査間隔は原則として5年としたが、4年のところもある。

2 調査方法

各試験区に10m×10m四方の調査枠を配置して、その内部で光環境と植生、現存量を調査した。光環境調査は、調査枠内の3地点で地面から高さ1mの位置でニコンCOOLPIX4500に魚眼レンズ（ニコンフィッシュアイコンバーターFC-E8）を装着して全天空写真を撮影して、国立環境研究所の竹中明夫氏の作成プログラムCanopOn2（<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/index.html>、2012年10月15日確認）を用いて開空度を算出した。植生調査では階層を高木層、亜高木層、低木層、草本層に区分して、各階層で全体の植被率と各出現種の種名、被度・群度を記録した。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：同75～100%）で記録した。階層は現地の状況に応じて区分した。草本層は1mまでの試験区が多く、最高は1.8mであった。低木層は最高7mまでであった。現存量調査では、試験区の斜面上部と中部、下部の3箇所に50cm×50cmの刈り取り枠を設置して、その枠の地上高1.5mまでに含まれる植物をすべて刈り取った。刈り取り後に80℃48時間乾燥させ、重量を測定した。

3 解析方法

解析では、2007～2011年に50箇所140試験区で得られたデータのうち草原の2試験区を除外した138試験区のデータを用いた。これは、草原の2試験区は開空度が60%以上あり、他の138試験区の4～25%よりも明らかに高く、群落高は3m未満でススキが優占して森林といえる状態ではないためである。なお、本解析で使用したデータは、施業から調査までの経過時間が異なるものの、1～7年の範囲である。また、解析にあたり次に述べるように138試験区のデータを6つのカテゴリーに区分して、カテゴリー間での開空度が同程度であることから、本報告では施業からの経過時間を一緒にして解析した。

138試験区を林相別とシカの生息密度の高低による地域別、柵の有無で6つのカテゴリーに区分した（表1）。すなわち、林相は人工林と広葉樹林に2区分した。アカマツ林は針葉樹林であるが、下層には広葉樹が多く生育して周辺広葉樹林との構造的差異がないため、本報告では広葉樹林に含めて解析した。地域はシカの生息密度が高い丹沢と低い箱根・小仏に2区分した。丹沢についてはさらに柵内と柵外に区分した。6カテゴリーのうち箱根・小仏の人工林と広葉樹林はシカの密度が低いため、参照サイトの扱いであり、丹沢の人工林と広葉樹林の柵内は、シカの影響を排除した事業サイトの扱いである。

6カテゴリーの開空度はいずれも平均値で9.2～10.6%の範囲にあり、統計的有意差がなかった（クラスカル・ウォリス検定、 $p>0.05$ ）ことから、各カテゴリー間で草本層の植被率と現存量、低木層の植被率、種の多様性、種組成を比較した。種の多様性は、100㎡あたりの出現種数（以下、種数）とShannonの多様度指数 H' を算出した。多様度指数 H' は次

表1 試験区のカテゴリー区分と概況

カテゴリー	試験区数	開空度(%)	平均標高(m)(範囲)	平均傾斜(°)(範囲)	シカ平均密度(頭/km ²)(範囲)
人工林(丹沢 柵外)	24	10.2 ± 2.0	369 (190-720)	30 (1-45)	10.8 (0.5-32.0)
人工林(丹沢 柵内)	13	10.3 ± 4.2	451 (203-720)	31 (22-38)	—
人工林(箱根・小仏)	14	10.0 ± 1.4	528 (266-932)	29 (3-40)	1 (0.5-2.2)
広葉樹林(丹沢 柵外)	39	10.1 ± 3.3	625 (203-1140)	31 (10-41)	9.9 (0.5-32.0)
広葉樹林(丹沢 柵内)	37	10.6 ± 3.2	636 (199-1130)	31 (10-42)	—
広葉樹林(箱根・小仏)	11	9.2 ± 1.8	689 (420-845)	36 (25-46)	2.2
合計	138				

の式のとおりである。

$$H' = - \sum p_i \log p_i$$

p_i : 被度階級の百分率の中央値に基づく相対優占度

種組成では、138 試験区全体で出現頻度が 20% 以上の種について各カテゴリーの平均被度を算出して、クラスカル・ウォリス検定によりカテゴリー間で有意差が認められた際は、シェフェ検定により各カテゴリーを多重比較した。平均被度は、各試験区の出現種の被度階級を百分率の中央値に換算した値から算出した。

各カテゴリーの出現種をシカの不着好性種と採食耐性種、その他に 3 区分して、相対優占度を算出した。不着好性種はシカが基本的に採食しない種であり、オオバノイノモトソウ（イノモトソウ科）やナガバヤブマオ（イラクサ科）など 24 種とした。採食耐性種はシカに採食されても分岐した茎から再生・開花することのできる種でヤマカモジグサ（イネ科）やアシボソ（イネ科）など 20 種とした。相対優占度の算出には被度階級の百分率の中央値を用いた。カテゴリー間の検定には、草本層と低木層の植被率、現存量、多様度指数 H' にはクラスカル・ウォリス検定を、種数には一元配置の分散分析 (ANOVA) を用いた。いずれの検定においても有意水準を 5% とした。

試験区のシカ密度は、当センター野生生物課の資料（藤森ら 2013）により、丹沢の 36 箇所の調査地が含まれるシカ管理ユニットのシカ密度データを用いた。箱根・小仏のシカ密度については、南足柄市でのみシカ密度データがあり、南足柄市域の調査箇所はそのデータを用い、それ以外の箇所のシカ密度は暫定的に $0.5 \text{ 頭}/\text{km}^2$ とした。植生調査した調査年と同一年のシカ密度データを引用したが、同一年がないときは直近のシカ密度データを用いた。

Ⅲ 結果

1 草本層の植被率と現存量

草本層の植被率は、人工林では地域別、柵の有無別に関わらず平均 40.1 ~ 51.2% の範囲にあり、同程度であった（図 2）。一方、広葉樹林では、草本

層の植被率は地域で異なり、箱根・小仏の植被率は 70.9% あったものの丹沢の柵外は 12.0% しかなく、丹沢の柵外で有意に低かった（クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.001$ ）。同じ地域の林相間で比較すると、丹沢の柵外の広葉樹林では人工林よりも有意に植被率は低かった（クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.01$ ）。

草本層の現存量は、人工林では丹沢の柵内で多い傾向があったが、丹沢の柵外と箱根・小仏とは統計的に有意な差ではなかった（図 3、クラスカル・ウォリス検定、 $p > 0.05$ ）。一方、広葉樹林では、草本層の現存量は丹沢の柵外で有意に少なかった（クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.01$ ）。同じ地域の林相間で比較すると、植被率と同様に丹沢の柵外の広葉樹林では人工林よりも有意に現存量は少なかった（クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.01$ ）。

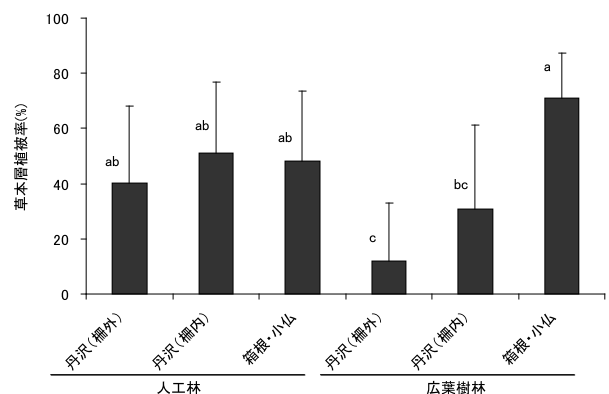


図2 草本層の植被率

縦棒は標準偏差 sd を表す。異なる文字間で統計的有意差があることを表す（クラスカルウォリス検定とシェフェ検定の多重比較）。

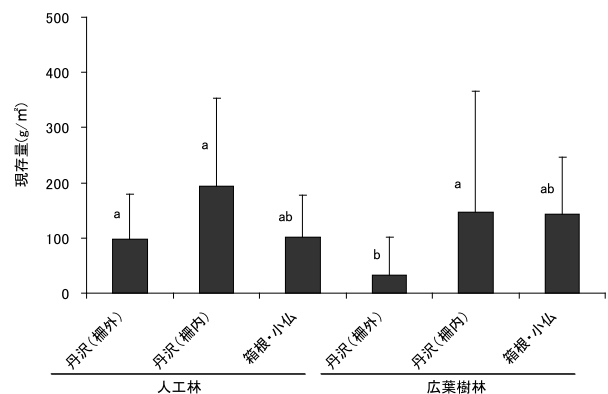


図3 草本層の現存量

縦棒は標準偏差 sd を表す。異なる文字間で統計的有意差があることを表す（クラスカルウォリス検定とシェフェ検定の多重比較）。

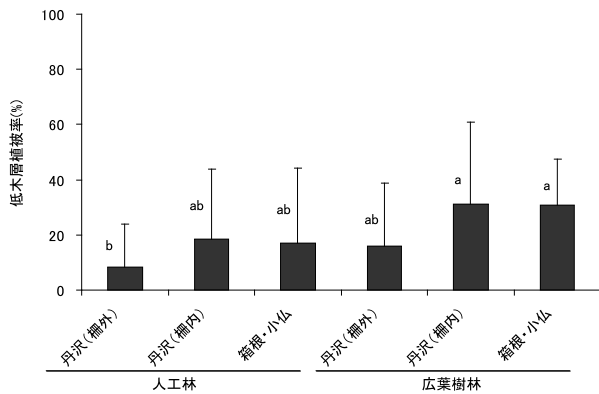


図4 低木層の植被率

縦棒は標準偏差 sd を表す。異なる文字間で統計的有意差があることを表す (クラスカルウォリス検定とシェフェ検定の多重比較)。

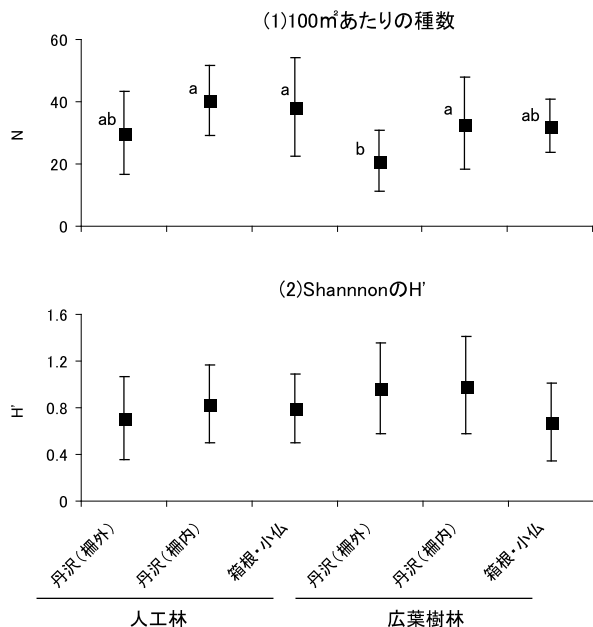


図5 多様度指数

縦棒は標準偏差 ± sd を表す。異なる文字間で統計的有意差があることを表す (種数は一元配置の分散分析とシェフェ検定の多重比較、H' はクラスカルウォリス検定とシェフェ検定の多重比較)。

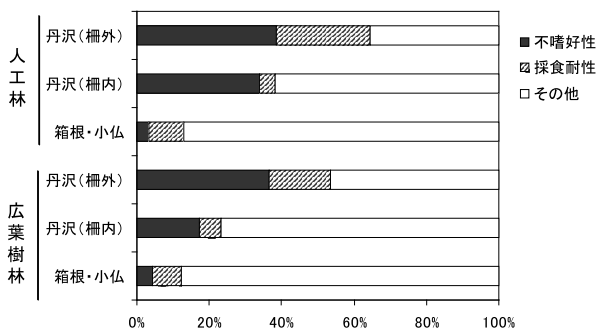


図6 不嗜好性種と採食耐性種の相対優占度

2 低木層の植被率

低木層の植被率は、人工林と広葉樹林ともに丹沢の柵外で低い傾向があったものの有意な差ではなかった (図4)。丹沢の柵内と箱根・小仏の広葉樹林の低木層の植被率は31% あってもっとも高く、丹沢の人工林の柵外は8.3%で低かった (クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.05$)。

3 種の多様性

単位面積あたりの種数は、人工林と広葉樹林ともに丹沢の柵外で少ない傾向があり、とくに丹沢の広葉樹林の柵外と柵内では統計的有意差が認められた (図5、クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.01$)。Shannon の H' は、人工林では丹沢の柵内外と箱根で同程度であった (図5)。広葉樹林では丹沢の柵内外ともに高く、箱根・小仏では低い傾向があったが、有意な差ではなかった (クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p > 0.05$)。

4 不嗜好性種と採食耐性種の相対優占度

人工林と広葉樹林ともに丹沢の柵外で不嗜好性種と採食耐性種の優占度は高く、次いで柵内、箱根・小仏という順であった (図6)。とくに、丹沢の人工林の柵外では不嗜好性種と採食耐性種の相対優占度は合わせて64%に達し、丹沢の広葉樹林の柵外では合わせて53%に達した。種別にみると、不嗜好性種のオオバノイノモトソウの被度は丹沢の人工林の柵内外で11.8%と8.8%あり (表2)、他の4カテゴリーでは1%未満であったのに対して、有意に高かった (クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.05$)。採食耐性種のチヂミザサも丹沢の人工林の柵外で被度が4.3%あり、丹沢の広葉樹林の柵外よりも有意に高かった (クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、 $p < 0.05$)。

IV 考察

水源の森林づくり事業における施業後の林床植生の状態は、林相とシカの生息密度の高低による地域、柵の有無により異なっていた。人工林では、シカの生息密度の高い丹沢の柵外と柵内、シカの生息密度の低い箱根・小仏の3カテゴリー間で草本層の植被