

気象要因からみた丹沢山地のブナハバチ幼虫による食葉害の発生予測

相原敬次*・谷脇 徹*・齋藤央嗣*・越地 正*・
谷 晋**・伴野英雄***・山上 明**

Forecasting beech sawfly (*Fagineura crenativora*) larval feeding damage based on weather factors in the Tanzawa Mountains

Keiji AIHARA *, Tooru TANIWAKI*, Hiroshi SAITO*, Masashi KOSHIJI*,
Susumu TANI**, Hideo BANNO**, Aikra YAMAGAMI**

要 旨

相原敬次・谷脇 徹・齋藤央嗣・越地 正・谷 晋・伴野英雄・山上 明：気象要因からみた丹沢山地のブナハバチ幼虫による食葉害の発生予測 神奈川県自環保セ報告 14 : 53-57, 2016

丹沢山地におけるブナハバチ幼虫による食葉害は発生時期までの気象要因が少なからず関わってくるものと考え、過去1997年から2011年まで15年間の食葉害発生記録をもとに発生予測を目的とした気象要因との関係について検討した。その結果、食葉害の程度は発生前年の12月および発生年の3月の降水量と単相関関係が認められた。また、食葉害の程度を従属変数、気象要因を説明変数とした変数選択による重回帰関係を検討した結果、発生前年9月の平均気温および12月の降水量と発生年3月の日照時間および5月の平均気温が選択され、これら4個の気象要因でブナハバチによる食葉害の程度をほぼ予測できることがわかった。

I まえがき

丹沢山地におけるブナ衰退枯死要因のひとつとしてブナハバチ幼虫による食葉害がある。この地域では1993年に食葉害を確認して以来、その後もしばしばブナハバチが大発生し被害を繰り返している。繰り返し食葉害を受けたブナは急速に衰退が進行する個体があることが確認されている(越地2002)。

食葉害の対策として、衝突板トラップによる羽化成虫の捕獲や粘着シートを用いた幼虫捕獲、薬剤の樹幹注入による殺虫などの手法開発が試みられている(谷脇ら2012、2013、2015)。食葉害の大発生には周期性は確認されず、幼虫が孵化する6月上旬頃

突発的に生じる傾向があり、対策を効果的に実行するためには発生の事前予測、いわゆる発生予察が欠かせないものとなる。このため、土中にある繭の密度モニタリングの結果では、大規模な食葉害の発生地では高密度で推移することが判明している(谷脇ら2012)。また繭密度は大発生のリスク評価指標とはなり得るものの、年変動の検出には適していないことがわかっている。さらに、産卵期にあたるブナ若葉展葉期の雌成虫捕獲数による食害発生前の2~3週間前の予察も試みられているが、より早期の事前予測手法の開発が求められている。

食葉害の大発生は降水量などの気象条件が大きく関わっていることが一般的に知られている(鎌

* 神奈川県自然環境保全センター (〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657)

** 東海大学現代教養センター (〒259-1292 神奈川県平塚市北金目 4-1-1)

*** 桜美林大学自然科学系 (〒194-0294 東京都町田市常盤町 3758)

田 2006)。気象要因とブナハバチの大発生との関係は明らかではないが、過去1997年と1998年には神奈川県の丹沢山地と東京都の三頭山（桃澤ら1999）で食葉害の大発生が広域的に同調していることから、食葉害の発生は気象要因と関係している可能性があると考えられる。そこで、ブナハバチ幼虫による食葉害の記録と気象要因から食葉害発生の予測の手法について検討した。

II 材料と方法

1 材料

(1) 食葉害の記録

これまでに谷ら（2012）と越地（2012）によって経年的に食葉害の発生が記録されている。前者は1997年から2011年までの15年間の丹沢山域内、5カ所から10カ所における広域的な食葉害の発生記録であり、また後者はブナ衰退や食葉害の発生とも顕著な檜洞丸および丹沢山周辺における1993年から2011年まで19年間の記録である。今回の発生予測の検討には山域内を対象にしたため前者の記録を主に用いたが、後者についても併せて用いた。

(2) 気象要因

丹沢地域および周辺の気象観測は、檜洞丸、丹沢山、鍋割山および菰釣山とアメダスの丹沢湖（雨量のみ）、海老名、山中湖がある。今回の気象要因からの発生予測の検討に際しては丹沢山域内の檜洞丸等の地点の気象要因を用いるのが妥当であるものの、山域内のいずれの地点とも観測経過年が短く1997年以降のデータが存在せず、山頂等の厳しい観測環境のためデータの空白期間が極めて多い。山根ら（2007）によれば、丹沢山域の気象はアメダスの山中湖の観測結果との相関が高いとされている。このことから今回の発生予測の検討には経年的にも観測記録の充実しているアメダス山中湖の観測結果を使用することとし、気象要因としては1992年以降の月平均気温、月間降水量および月間日照時間を用いた。

2 方法

1997年から2011年まで継続して記録されている堂平、丹沢山、檜洞丸、熊笹ノ峰および大室山の5

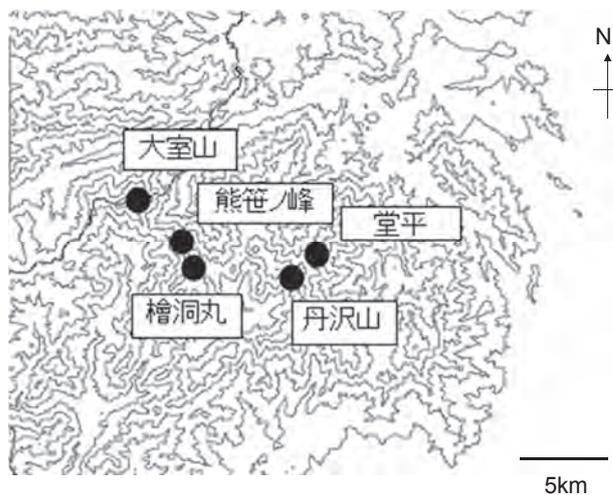


図1 食葉害の調査地

表1 食害指数（谷ら2012a）および食害度

年度	食害指数					食害度（食害指数の平均）
	堂平	丹沢山	熊笹ノ峰	檜洞丸	大室山	
1997年	1.54	2.45	1.56	1.79	1.32	1.73
1998年	1.54	1.94	1.81	2.11	1.08	1.70
1999年	1.45	1.21	1.01	1.08	1.00	1.15
2000年	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
2001年	1.00	1.29	1.00	1.00	1.00	1.06
2002年	1.00	1.29	1.15	1.47	1.00	1.18
2003年	1.00	1.19	1.09	1.16	1.00	1.09
2004年	1.05	1.20	1.38	1.60	1.28	1.30
2005年	1.00	1.41	1.15	1.38	1.66	1.32
2006年	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
2007年	1.19	1.74	2.19	2.36	2.64	2.02
2008年	1.19	1.02	1.00	1.00	1.00	1.04
2009年	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
2010年	1.00	1.01	1.05	1.10	1.22	1.08
2011年	1.00	1.65	2.24	2.29	2.38	1.89

カ所の調査地の食葉害の程度（食害指数）について年度の平均値を食害度とした。なお、食害指数は、食葉害を受けていない地点が1.0、全て食葉害を受けている地点が3.0とし、この間を食葉害の程度より、1.5、2.0、2.5の全体で5段階の評価をした数値である。5カ所の位置を図1に、各地点の食害指数と年度の食害度を表1にまとめた。

ブナハバチは4月下旬から6月上旬にかけて羽化し、展開途中のブナ若葉に産卵する。卵から孵化した幼虫は葉を食して成長し、6月中旬から下旬にかけて摂食を完了するとともに終齢幼虫は地面に落下して土の中で繭を形成して前蛹となる（Shinohara *et al.* 2000）。このため、前年の6月から成虫の羽化する5月までの年間の気象要因が食葉害の発生に関係することを前提として検討した。方法は、食害度について各月の気象要因との関係について検討すると

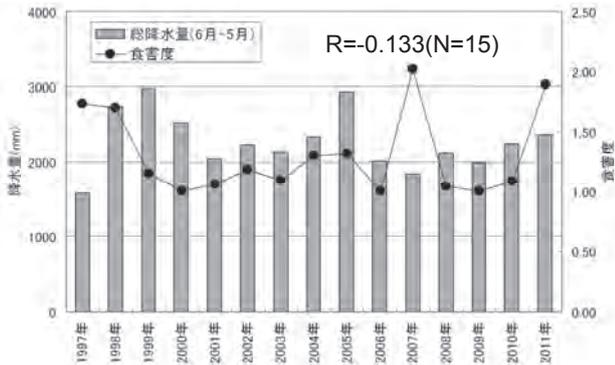


図2 食害度と総降水量の年度推移および相関係数 (R)

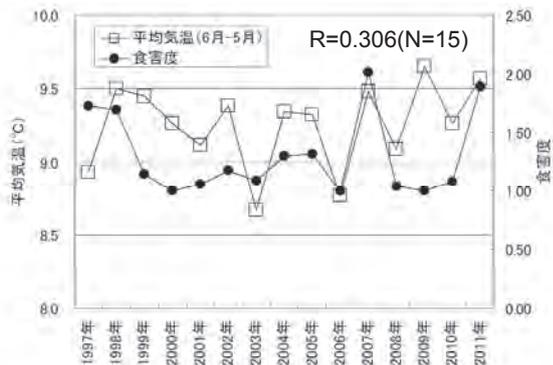


図3 食害度と平均気温の年度推移および相関係数 (R)

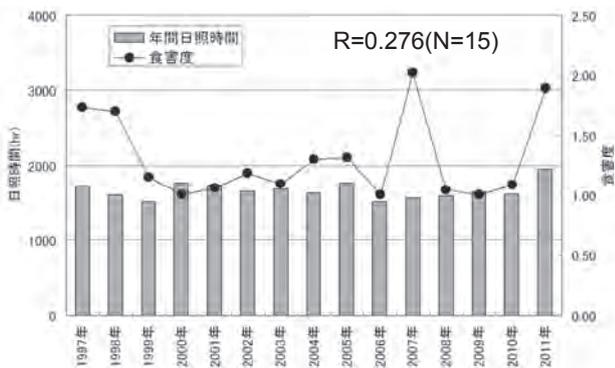


図4 食害度と日照時間との年度推移および相関係数 (R)

ともに、食害度を従属変数、各月の降水量、日照時間および平均気温を説明変数として得られる重回帰モデル式 (モデル式) について検討した。なお、モデル式については SPSS の統計ソフトを用い、線形重回帰式により変数選択 (F 値が 0.05 で選択、0.10 で棄却) で実施した。

III 検討結果および考察

1 食害度と気象要因の年度推移

図 2 から図 4 に年間の総降水量、平均気温および日照時間と食害度の年度推移を示した。1997 年、1998 年、2007 年および 2011 年はブナハバチの幼虫

表 2 食害度と月間降水量、月平均気温および月間日照時間との単相関係数

月	月間降水量	平均気温	月間日照時間
6月	0.020	0.333	0.044
7月	-0.045	0.092	0.054
8月	-0.454	0.087	0.065
9月	-0.075	-0.244	0.154
10月	-0.008	-0.199	0.181
11月	0.240	0.239	-0.162
12月	0.628 *	0.455	0.032
1月	-0.230	-0.184	0.259
2月	0.197	0.374	0.179
3月	-0.576 *	-0.120	0.386
4月	-0.138	0.040	-0.117
5月	0.234	0.201	0.102

* : 単相関係数は5%の危険率で有意 (N=15)

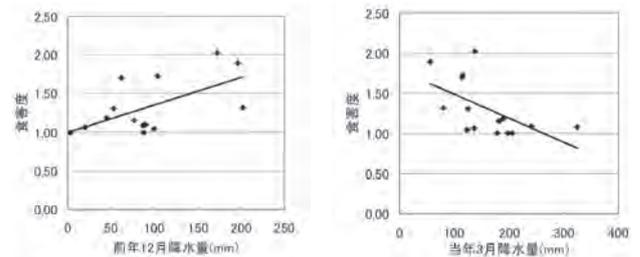


図 5 月間の降水量と食害度との関係

表 3 食害度を従属変数、気象要因を説明変数にした重回帰モデル式

	12月降水量	5月平均気温	3月日照時間	9月平均気温	定数	修正R ²
モデル式1	0.004 (0.628)				0.998	0.348
モデル式2	0.005 (0.835)	0.216 (0.528)			-1.870	0.569
モデル式3	0.005 (0.832)	0.202 (0.490)	0.005 (0.362)		-2.520	0.696
モデル式4	0.005 (0.834)	0.190 (0.461)	0.006 (0.399)	-0.089 (-0.266)	-1.029	0.777

回帰係数の () 内は標準化係数。

が大発生し、いずれも食害度が 1.50 以上と高かった。しかし、これらの年には年間の総降水量、平均気温および日照時間に顕著な傾向は認められなかった。

2 食害度と各月の気象要因との単相関係

食害度と各月の気象要因の単相関係数を求めた結果、表 2 に示したように、12 月の降水量が正の関係、また 3 月の降水量が負の関係で、それぞれ有意となった。このことから、図 5 に示すように前年 12 月の降水量が多いほど食害度が大きく、当年 3 月の降水量が少ないほど食害度が大きくなる傾向があった。

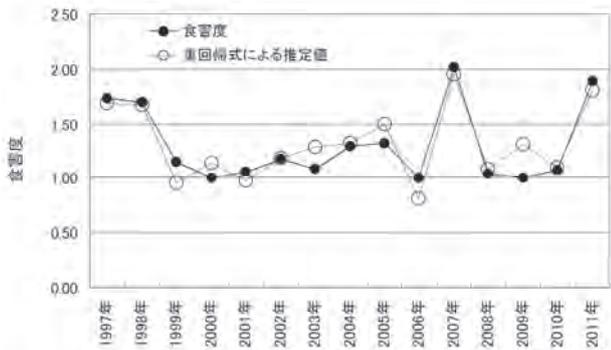


図6 食害度の経年推移と重回帰式による推定値

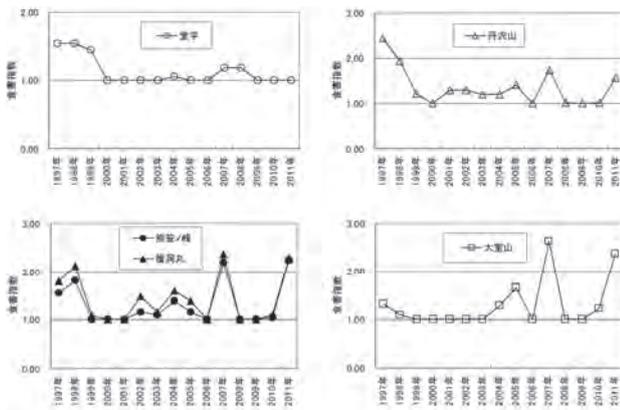


図7 調査地毎の食害指数の年度推移

3 食害度と気象要因との重回帰関係

食害度を従属変数とし各気象要因を説明変数として与え、変数選択による重回帰関係によるモデル式を求めた。その結果、表3に示すようにモデル式1からモデル式4の4モデル式が得られた。このうち、12月の降水量、5月の平均気温、3月の日照時間および9月の平均気温を選択したモデル式4は補正R²値が最も高く、食害度を最も良く反映した(図6)。なお、モデル式4の12月降水量の標準化係数値は0.834と推定値への寄与が高く、単相関係数も高かったことから食葉害の発生になんらかの関係をもつものと考えられた。

4 調査地毎の食害指数と気象要因の重回帰関係

表1の調査地毎の食害指数の年度推移をみると図7に示したように、年度によって若干の違いや特徴が認められる。すなわち、過去に大きく近年は小さくなってきている堂平や丹沢山に比較して大室山では逆の傾向がある。また、檜洞丸や熊笹ノ峰では過去から近年まで同程度の発生で推移している。このため、調査地毎に食害指数と気象要因の重回帰関係の検討を試みた。その結果、表4に示すように、堂

表4 調査地毎の食害指数による重回帰式

調査地	12月降水量	5月平均気温	3月日照時間	9月平均気温	2月平均気温	3月降水量	1月降水量	定数	補正R ²
堂平	重回帰式が得られず								
丹沢山	-0.276 (-0.753)				-0.005 (-0.721)		8.485	0.741	
檜洞丸	0.006 (0.795)	0.325 (0.557)	0.008 (0.379)			-4.649	0.700		
熊笹ノ峰	0.006 (0.810)	0.279 (0.545)	0.007 (0.393)			-4.012	0.725		
大室山	0.005 (0.400)	0.011 (0.465)	0.143 (0.380)	-0.002 (-0.321)		-0.558	0.856		

留係数()内は標準化係数

表5 檜洞丸および丹沢山の食葉害観察結果(越地2002)と食害度の推定値

	食葉害観察結果		食害度の推定値	
	檜洞丸周辺	丹沢山周辺	檜洞丸	丹沢山
1993年	○	○	1.41	1.81
1994年	○	△	1.22	1.33
1995年	△	△	0.67	0.59
1996年	△	△	0.41	0.93
1997年	○	○	1.64	1.77
1998年	○	○	1.96	1.33
1999年	○	○	1.02	0.61
2000年	△	△	1.46	0.26
2001年	△	△	0.97	1.03
2002年	○	△	1.10	1.07
2003年	○	△	1.18	0.86
2004年	○	△	1.56	1.03
2005年	○	○	1.63	1.06
2006年	△	△	0.82	0.57
2007年	◎	○	2.16	1.21
2008年	△	△	1.21	0.74
2009年	△	△	1.46	0.85
2010年	△	△	0.98	0.34
2011年	◎	○	2.18	1.04

◎:大規模(激害発生率70%以上)
 ○:中規模(激害発生率30%前後)
 △:小規模(激害発生率10%以下)

◻:中規模発生以上、食害度の推定値1.20以上

平ではモデル式が選択されなかったが、他の4地点ではそれぞれのモデル式を求められた。選択された変数は、丹沢山は9月の平均気温と3月の降水量、檜洞丸と熊笹ノ峰は12月の降水量、5月の平均気温および3月の日照時間、また大室山は12月の降水量、3月の日照時間、2月の平均気温および1月の降水量であった。このように調査地毎のモデル式が選択された要因のひとつとして、調査地ごとの食葉害発生のポテンシャル、例えば土中のブナハバチ繭密度など年度による変化が考えられる。このため、モデル式が選択されなかったり、山域全体を対象としたモデル式4とは異なった気象要因を変数として選択している可能性がある。しかし、調査地や地域ごとの食葉害発生の推定や予測は、より効果的な対策からも不可欠である。食葉害の大発生は雌成虫の一斉羽化とブナ展葉のタイミングが食葉害の程度を

左右しており（山上ら 2007、谷ら 2008）、山地の気象や環境が昆虫（ブナハバチ）の発生や植物（ブナ）の成育に具体的にどのような関係を持って影響を及ぼしているかについては、予測精度の向上とともに残された今後の課題である。

なお、この地域でブナハバチによる食葉害が初めて観察された 1993 年以降の丹沢山および檜洞丸周辺の観察記録（越地 2002）と両調査地のモデル式による食害度の推定値とを比較した。その結果、表 5 のように食害度の推定値は 1997 年以前の食葉害の観察結果や以降の丹沢山および檜洞丸の違いもよく反映していることが確認された。

IV まとめ

丹沢山城におけるブナハバチの大発生と展葉のタイミングによる食葉害発生は、発生時期までの気象要因が少なからず関わってくるものと考え、食害発生と気象要因との関係について検討を試みた結果、以下のことがわかった。

- ① 年度でみた食害度と年間の降水量や気温、日照時間の気象要因との関係は認められなかったが、月間との関係では 12 月および 3 月の降水量が食害度と関係が高いことがわかった。
- ② 食害度を従属変数に、気象要因を説明変数とした変数選択による重回帰関係を検討した結果、9 月の平均気温および 12 月の降水量と発生年 3 月の日照時間および 5 月の平均気温が選択され、これら 4 個の気象要因から求めた食害度の推定値と食葉害の発生記録との関係が高かった。
- ③ 食葉害は調査地毎に気象要因の関わり方に違いのあることが認められ、食葉害発生のポテンシャルの経年的な変化によるものと推察された。

V 引用文献

鎌田直人（2006）ブナの葉食性昆虫ブナアオシャチホコの密度変動、日本生態学会誌 56：106-119
 越地 正（2002）丹沢山地におけるブナハバチ大発生の経過とブナの被害実態、神奈川県自然環境

保全センター研究報告 29:27-34

越地 正・谷脇 徹・相原敬次・山根正伸（2012）檜洞丸におけるブナハバチの大発生によるブナの衰弱枯死、神奈川県自然環境保全センター報告 9:954

谷 晋・伴野英雄・山上 明（2008）丹沢山地におけるブナハバチ大量発生の再発とその食害状況について、東海大学総合教育センター紀要 28：55-61

谷 晋・伴野英雄・山上 明（2012）丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害状況の経年変化（2008-2011）、神奈川県自然環境保全センター報告 9:91-104

谷脇 徹・山根正伸・田村 淳・相原敬次・越地 正（2012）丹沢山地において大量発生したブナハバチ対策への取り組み、神奈川県自然環境保全センター報告 9:81-89

谷脇 徹（2013）衝突板トラップの色によるブナハバチ成虫の誘引効果の差異、昆虫(ニューシリーズ) 16：159-165

谷脇 徹・猪野正明・鶴田英人・斎藤央嗣・相原敬次・岡田充弘（2015）ブナ若木へのジノテフラン樹幹注入によるブナハバチの防除効果、樹木医学研究 19：139-148

桃澤邦夫（1999）三頭山ブナ林における昆虫被害とその影響について、日林関東支論 50:221-222

Shinohara A, Vikberg V, Zinovjev A, Yamagami A. (2000) *Fagineura crenativora*, a new genus and species of sawfly (Hymenoptera, Tenthredinidae, Nematinae) injurious to beech trees in Japan. *Bulletin of National Science Museum, Tokyo, Series A*, 26:113-124

山上 明・谷 晋・伴野英雄（2007）ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退、丹沢大山総合調査学術報告書（丹沢大山総合調査団編）。財団法人平岡環境科学研究所，神奈川県，pp. 256-268

山根正伸・藤沢示弘・田村 淳・内山佳美・笹川裕史・越地 正・中島伸行・斎藤央嗣（2007）丹沢山地における最近の気象の特徴、丹沢大山総合調査学術報告書（丹沢大山総合調査団編）。財団法人平岡環境科学研究所，神奈川県，pp. 375-382

丹沢山地におけるブナハバチ対策

谷脇 徹*・相原敬次*・齋藤央嗣*・山根正伸**・
伴野英雄***・山上 明****・谷 晋****

Control of the beech sawfly, *Fagineura crenativora* (Hymenoptera: Tenthredinidae), in the Tanzawa Mountains

Tooru TANIWAKI*, Keiji AIHARA*, Hiroshi SAITO*, Masanobu YAMANE**,
Hideo BANNO***, Akira YAMAGAMI**** and Susumu TANI****

要 旨

谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸・伴野英雄・山上 明・谷 晋：丹沢山地におけるブナハバチ対策 神奈川県自環保セ報告 14 : 59-65, 2016 丹沢山地の高標高域のブナを枯死・衰弱させているブナハバチの防除法の知見を整理した。食害の規模に応じた効果的な対策には、気象データによる重回帰予測式と、産卵期にあたる展葉期のメス成虫捕獲数の2手法を組み合わせた事前予測が有効と考えられる。成虫は誘引効果がある黄色の衝突板トラップを、尾根筋を中心に設置することで効果的に捕獲できる。樹幹に群がる行動をとる幼虫は、大発生年に粘着シートを設置することで大量に捕獲できる。薬剤の効果を樹体内に限定する樹幹注入法は、環境負荷や樹体影響を抑えつつ、幼虫だけでなく卵の段階でも効果的に防除することができ、ブナハバチへの適用可能性が高いことが示された。ただし当面は使用範囲を限定し、生態系への影響モニタリングを行いながら段階的に展開する必要がある。以上の防除法を組み合わせた防除体系を考案した。長期的には、林床植生回復などの自然再生事業の強化・継続によりブナハバチの大発生を抑制する環境の再生手法について検証する必要がある。

キーワード：事前予測、幼虫粘着シート、薬剤注入、環境低負荷、ブナ林再生

I はじめに

丹沢山地の高標高域では、ブナハバチが関与するブナの枯死・衰弱による森林の草地・裸地化が進行している。ブナ林の保全・再生に向けて、ブナハバチによる葉の食害を回避・軽減するための対策が求められている。

ブナハバチはブナとイヌブナのための葉を食べる日

本在来の昆虫である (Shinohara et al. 2000)。丹沢山地の高標高域において、成虫 (写真 1 a) は5月中～下旬に展開途中のブナ若葉の葉裏葉脈沿いに1卵ずつ産卵 (写真 1b) し、5月下旬～6月上旬に孵化した幼虫が葉を食べて成長し (写真 1c)、6月中～下旬に摂食を完了すると地表に落下して土中に潜り繭を形成し、前蛹となる (写真 1e、図 1) (谷脇 2015)。大発生時には幹などによじ登る大量の幼

* 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研究企画部 (〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657)

*** 桜美林大学自然科学系 (〒194-0294 東京都町田市常盤町 3758)

**** 東海大学現代教養センター (〒259-1292 神奈川県平塚市北金目 4-1-1)

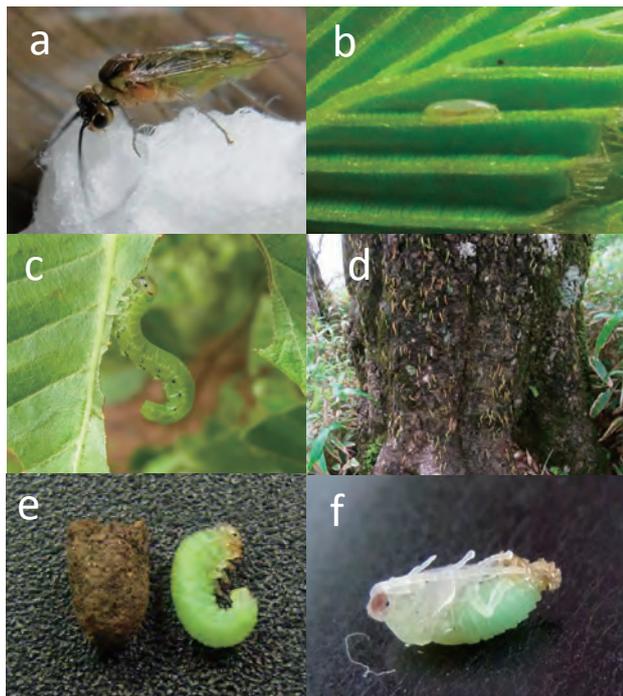


写真1 各発育段階のブナハバチ

a; 飼育中のメス成虫、b; 展開途中の若葉に産み付けられた卵、c; 葉を摂食中の幼虫、d; 幹をよじ登る大量の幼虫、e; 繭を空けて取り出した前蛹、f; 繭から取り出した蛹

虫が観察される(写真1d、図1)(山上ら 2001)。翌春まで繭内で過ごした前蛹は、4月中旬～5月中旬(推定)に蛹(写真1f)となった後、羽化して成虫となる(図1)。ただし、一部の個体は蛹化・羽化せず、前蛹のまま翌春まで、あるいはそれ以上の年数を繭内で過ごす(谷ら 2012b)(図1)。

丹沢山地では1993年に大規模な食害が初めて確認(山上ら 2001; 越地 2002)されて以降、小～大規模な食害が繰り返し生じている(谷ら 2012a、2014; 本特集の谷・伴野 2016)。とくに1997年、1998年、2007年、2011年、2013年の食害は大規

模なものであった(谷ら 2012a、2014; 本特集の谷・伴野 2016)。当初は食害で枯死すると思われていなかったが、継続したモニタリングにより複数回の食害を受けると枯死する場合があることが分かった(山上ら 2007; 越地ら 2012)。檜洞丸の0.7ha固定試験地での調査事例では、1997～2010年の間に26%のブナがブナハバチの食害影響などで枯死し、ギャップ面積は0.1haから0.3haに拡大したことが明らかとなった(越地ら 2012)。オゾンや水ストレス影響が大きいギャップ周辺ではブナハバチの食害を受けると枯死しやすい可能性が指摘されており(本特集の谷脇ら 2016)、ブナハバチがギャップ拡大を助長していることが懸念される。このため現存するブナへの加害を防ぎ、ギャップ拡大に歯止めをかけるため、ブナハバチ対策技術の開発が求められている。

ブナハバチ対策の対象地域は、丹沢大山国定公園の特別保護地区などの自然度が高いブナ自然林であることから、農薬散布のように環境負荷が大きい防除法は原則として避けるべきである(谷脇ら 2012)。また、アクセスの悪い山岳地での防除となるため、資器材の使用が制限されやすい。丹沢山地におけるブナハバチ防除では、環境負荷が小さく、省力的でありながら効果が高い技術開発が求められている。この前提のもと、ブナハバチの生態に応じた防除法開発が進められている(谷脇ら 2012; 谷脇 2015)。

本研究では、これまで開発を進めてきた発生予察、成虫誘引器、幼虫粘着シートおよび薬剤注入の各防除手法について特徴を整理し、併せてブナハバチの大発生を抑制する環境の再生等、効果的な対策の実施方法について検討した。

発育段階	1-3月	4月			5月			6月			7-12月
		上	中	下	上	中	下	上	中	下	
成虫 (展葉期=産卵期)				■	■	■	■	■			
卵						■	■	■			
幼虫 樹上 幹登り							■	■	■	■	
前蛹(繭) 繭形成当年 繭形成翌年※		■	■	■	■	□	□	□	□	□	□
蛹(繭)(推定)			■	■	■	■					

※一部の個体(□)は蛹化せず休眠を継続

図1 丹沢山地高標高域のブナハバチ生活環



写真2 黄色の衝突板トラップ設置状況 (2015年5月大室山)



写真3 黄色の衝突板トラップ (矢印) によるブナハバチ成虫の大量捕獲試験 (2013年4月檜洞丸)

表1 檜洞丸におけるブナハバチ発生予察 (谷脇2015を一部改変)

項目	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年
展葉期の雌成虫捕獲数 (個体)	92 ± 38	226 ± 87	93 ± 29	451 ± 234	95 ± 32
産卵密度 (個/100葉)	24 ± 30	35 ± 31	23 ± 16	80 ± 71	20 ± 19
予測された食害規模	-	-	-	大	小~中
実際に観測された食害規模	中	大	小	大	小

II 防除手法

1 発生予察

対策を効果的に実施するには、発生量の事前予測、すなわち発生予察が重要になる。とくにブナハバチの場合、食害には明らかな周期性はみられず、ほとんど被害のない年から重篤な被害の年まで、その度合いは突発的に大きく変動する傾向がある (谷ら2012a) ため、食害の規模に応じた対策を実施するうえで事前予測が欠かせない。

このことについて、本特集の相原ら (2016) が谷ら (2012a, 2014) の食害データを用いて気象条件との関係を網羅的に解析した。その結果、ブナハバチへの具体的な作用は不明なものの、特定月の気象データを組み合わせた重回帰式により、早ければ3月までに食害の規模を事前予測できる可能性があることが分かった。また、産卵は展開途中の若葉が対象となるため、展葉期のメス成虫発生量が当年の食害量に反映されると考えられる (谷脇ら2013; 谷脇2015)。成虫は黄色の衝突板トラップ (写真2) に誘引される (谷脇2013) ことが明らかとされたことで、このトラップによる5月中~下旬の展葉期



写真4 ブナ樹幹への粘着シート設置状況 (2013年6月大室山)
ブナの樹幹に粘着面を外側にして粘着シートを設置する (矢印)。

のメス成虫捕獲数を調べることで食害量の事前予測が可能となった (表1) (谷脇2015)。

食害の規模に応じた効果的な対策のためには、3月までの気象データによる重回帰式と、5月中~下旬の展葉期のメス成虫捕獲数の2手法を段階的に組み合わせることで、対策の準備期間を確保しながら効果的に予測することができると考えられる。

2 成虫の誘引捕獲

黄色の衝突板トラップは、色が誘引源のため安価で環境負荷が小さいことから、大量捕獲への応用も期待される。2013年に檜洞丸山頂付近の異なる環境にトラップを設置 (写真3) したところ、捕獲数は尾根筋>南斜面>北斜面>樹冠の順に多く、尾根筋に設置することで効果的に捕獲できることが分

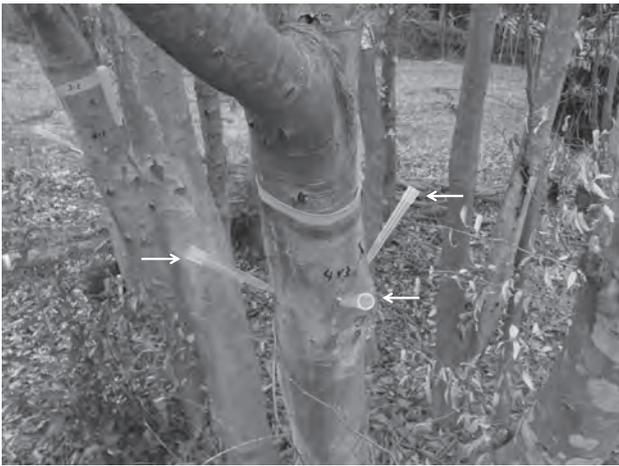


写真5 ブナ樹幹への薬剤注入状況 (2015年4月厚木市七沢)

ドリルで下向き45°方向に直径5mmの穴を空け、ピペットチップ(矢印)を差し込んで薬液を注入する。

かった(谷脇2015)。また、33個のトラップの捕獲数合計はオスが23,026個体、メスが18,603個体、合計41,629個体であり、単純計算で47~65万個の産卵を回避したとされたが、周辺で多数の激害木が発生し、食害の回避には不十分な捕獲数であった(谷脇2015)。今後、尾根筋を中心に設置数を増やした際の捕獲数と食害の規模との関係をモニタリングしていく必要がある。

3 幼虫の樹幹粘着シート捕獲

幼虫は樹上で葉を摂食し終わると、いったん落下してから樹幹などをよじ上る行動をとる(山上ら2001)。そこで樹幹に粘着シートを設置することで幼虫の大量捕獲を行うことができる(写真4)(谷脇2015)。2013年の大規模食害の事前予測を受けて、緊急防除として大室山、檜洞丸、丹沢山の3地点で548本のブナ樹幹に粘着シートを設置したところ、推定捕獲数は合計75万個体であり、樹冠の幼虫数に対する防除効果は檜洞丸が8.5%、丹沢山が11.8%と評価された(谷脇2015)。本手法は摂食完了後の幼虫を捕獲するため、当年の食害回避・軽減への効果は小さいが、次世代の密度低減には一定の寄与が期待される(谷脇2015)。ただし、平常発生であった2014年の捕獲数は2013年のわずか1.8%に留まった一方、他の様々な昆虫等が多数捕獲されたことから、粘着シートの使用は大発生時に限定し、粘着面の全面で捕獲され次第早期に撤去するなど、設置期間を極力短縮する必要がある(谷脇2015)。

4 薬剤の樹幹注入

薬剤は防除に一定の効果을期待することができる。最近では、サクラのアメリカシロヒトリやツバキのチャドクガなどを対象に、樹幹に薬剤(ジノフラン8%液剤、製品名ウッドスター)を注入し、葉に吸い上げられた薬剤で幼虫を防除する手法が開発されている。この手法であれば薬剤は樹体内に留まるため、自然度の高いブナ林でも適用できる可能性がある。実際、葉の薬剤は代謝・分解され、落葉期までに検出限界以下の濃度となることが犬越路のブナ成木で確認され(谷脇未発表)、落葉を介した環境や水土への流出はほとんど問題にならないことが分かった。

本手法の防除効果は高いことも明らかとなる。これまでの室内苗木試験や苗畑試験(写真5)では、注入木で100%近くの高い防除効果が得られている(谷脇2015; 谷脇ら2015)。特に、葉を食べた幼虫だけでなく、葉脈沿いに産み付けられた卵の段階でも防除できることが分かった(谷脇ら2015)。樹体影響は軽微であり、葉の変色や萎凋症状、樹皮の巻き込み異常などの薬害症状は観察されなかった(谷脇2015; 谷脇ら2015)。このように薬剤の樹幹注入は、環境負荷や樹体影響を抑えつつ、効果的に食害を回避・軽減できる可能性があり、ブナハバチへの適用可能性が高い。

一方、ブナハバチを利用する天敵やブナの葉を利用する生物への影響は不明である。そこで当面は範囲を限定するなど必要最小限だけの実施とし、個体数が顕著に減少する種がないかなど生態系への影響をモニタリングしながら、注意深く、段階的に対策を展開していく必要があると考えられる。

III 防除対策の進め方

防除の目的は、ブナハバチの食害によりブナの枯死・衰弱が進行している地点において、大量捕獲により密度を低下させながら、食害を受けて枯死しやすいと考えられるギャップ周辺(本特集の谷脇ら2016)を中心に食害を回避・軽減し、枯死に伴うギャップ拡大を防止することにある。そこで防除の対象地は、食害の累積による枯死発生リスクとギャップの拡大状況(本特集の鈴木ら2016)を踏まえて評価・選定する。

選定された地点で食害の規模に応じて実施するブ

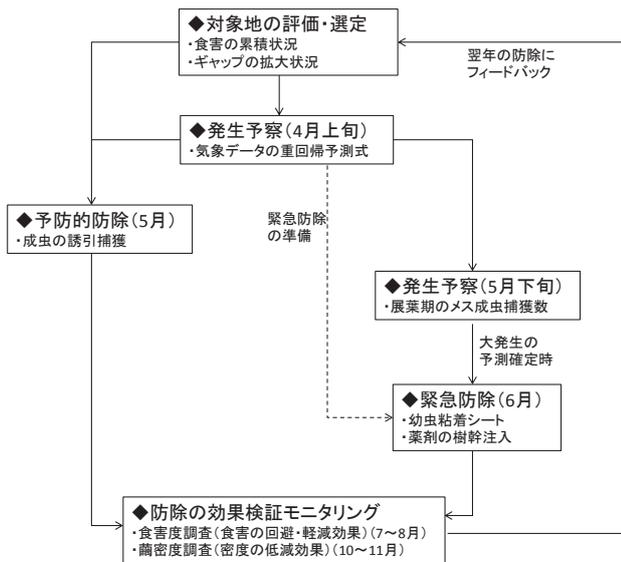


図2 ブナハバチの防除体系

ナハバチ対策として、各種の防除法を組み合わせた防除体系を考案した（図2）。食害の規模に応じた防除の考え方としては、平常発生時でも密度を低下させるために実施する予防的防除と、大発生にあわせて実施する緊急防除の2種類がある。選択する手法については、予防的防除には平常時でも比較的捕獲数が多い黄色の衝突板トラップを、緊急防除には大発生時の大量捕獲が可能な幼虫粘着シートと、食害を回避・軽減できる薬剤の樹幹注入を用いるのが適していると考えられる。

各年に実施する防除の規模は、発生予察の結果を踏まえて検討する。まず、4月上旬に、3月までの気象データを組み合わせた重回帰式により発生規模を推定する。この結果を予防的防除の規模に反映する。このとき大発生が予測された場合には緊急防除の準備に入る。そして産卵期にあたる5月中～下旬の展葉期のメス成虫捕獲数による発生予察を行い、ここでも大発生が予測された場合に緊急防除の実施を確定する。食害による失葉が健在化するのには幼虫の体サイズが大きくなる6月中～下旬であり、5月下旬に大発生の予測が確定してから短期間での防除の実施となる。この点、2種類の発生予察を組み合わせることで事前準備を可能とし、また予測の精度を高めることができると期待される。

防除の実施にあたっては、自然度が高いブナ林であることから他の昆虫等への影響を極力抑える必要がある。黄色の衝突板トラップについては、成虫による産卵は展葉が完了すれば行われなくなると考え

られるため、展葉が完了し次第トラップを速やかに撤去し、天敵等の捕獲を極力回避する。幼虫粘着シートは、ブナハバチ幼虫がほとんど捕獲されない平常発生年は避け、設置後は粘着面の全面で幼虫が捕獲され次第早期に撤去するなど、設置期間を極力短縮する（谷脇 2015）。薬剤の樹幹注入については、当面はギャップ周辺で食害を受けて枯死・衰弱する危険性がある個体に限定して施用し、あわせて天敵等への影響モニタリングも実施していく。

防除を実施した際、その効果を検証することは、翌年以降の、より効果的な防除実施方法を検討するうえで不可欠となる。効果検証モニタリングとしては、食害の回避・軽減効果を検証するための食害度調査と、密度の低減効果を検証するための繭密度調査が挙げられる。食害度調査では、食害状況を把握しやすい7～8月に、各地に設定した固定調査地や地域のブナの毎木調査を毎年行うことで、同一個体・地域での食害の年変化や食害による枯死・衰弱状況を把握する。また、大規模食害時に広域の航空写真を撮影・解析してブナハバチのリスクマップ（本特集の鈴木ら 2016）を更新し、食害の累積状況を評価することで、直近の重点対策地域を抽出することができる。繭密度調査では、植生が枯れてから積雪や土壌が凍結する前の10～11月に、食害度調査と同様の地点で、毎年一定量の土壌を採取して繭の数と状態を調査することで、当年に形成された繭密度や生存前蛹密度の年変化を把握する。繭密度の年次推移を継続的に監視することで、潜在的な食害発生リスクや防除対策による大量発生ポテンシャルの低下の程度を評価することができる（谷脇ら 2012）。

以上のように、各種の防除法を組み合わせた防除体系を考案し、これに基づいた効果的な防除対策の進め方を整理することができた。

IV 長期的なブナハバチ大発生の抑止対策

これまで検討してきた防除対策は、対象地でのブナハバチの食害を回避・軽減することで枯死・衰弱の発生を抑え、ギャップ拡大を防止することに一定の効果があると期待される。しかし、限られた地区での実施となるため、丹沢山地広域でブナハバチ密度を抑制するまでには至らない可能性が高い。この点、時間はかかるが森林環境とくに土壌環境を改善することにより、ブナハバチの密度を抑制すること

ができる可能性があることが分かってきた。

ブナ林の衰退が進み、土壌の乾燥化や地温上昇が進むとブナハバチの繭期の生存率が上昇し、羽化の早期化に伴って産卵・食害リスクが高まることが示唆されている(本特集の谷脇ら 2016)。このことは、ギャップ閉鎖や林床植生回復の対策により、土壌の乾燥化や地温上昇が生じにくい環境を再生することで、ブナハバチの死亡率が上昇し、羽化が遅れることで、産卵・食害リスクが低下する可能性があることを意味している。したがって、長期的には植生保護柵の設置やニホンジカ捕獲を強化・継続することにより、林床植生の回復を通じて土壌環境が改善され、ブナハバチの大発生が抑制される環境が再生することが期待できる。このことに基づくと、上述の防除対策はいつまでも継続して実施する必要はなく、大発生を抑制する環境が再生するまでの一時的・緊急的な対策として位置付けられる。今後のブナ林再生の効果検証モニタリングの一環として、林床植生回復に伴う土壌環境改善によるブナハバチ密度の抑制効果を検証していく必要がある。

V おわりに

以上、他地域では大発生の事例がほとんどなく防除対策がなかったブナハバチに関して、発生予察から防除対策までが明らかになり、これらを組み合わせた防除体系を考案した。さらには大発生を抑制する可能性がある環境の再生手法も示した。これまでの自然再生事業には現存するブナを保全する手法が無かったことから、ここで示した体系的なブナハバチ対策を取り入れていくことで、これまで以上の効果的なブナ林再生への事業展開が期待される。ただし、各手法の長期的な効果や影響については不明な点が多いことから、今後実証的に事業を展開するなかで検証していく必要がある。

VI 謝辞

本研究にあたり、樹幹粘着シート試験では正和商事(株)の鈴木玲氏に、薬剤の樹幹注入試験ではサンケイ化学(株)の猪野正明氏と鶴田英人氏、および長野県林業総合センターの岡田充弘氏(現長野県木曾地方事務所)に多大なるご協力を頂きました。ここに厚く御礼申し上げます。

VII 引用文献

- 相原敬次・谷脇徹・齋藤央嗣・越地正・谷晋・伴野英雄・山上明(2016) 気象要因からみた丹沢山地のブナハバチ幼虫による食葉害の発生予測. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 53-57. (本特集)
- 越地 正(2002) 丹沢山地におけるブナハバチ大発生の経過とブナの被害実態. 神奈川県自然環境保全センター研究報告 29: 27-34.
- 越地 正・谷脇 徹・相原敬次・山根正伸(2012) 檜洞丸におけるブナハバチの大発生によるブナの衰弱枯死. 神奈川県自然環境保全センター 9: 95-104.
- Shinohara A, Vikberg V, Zinovjev A and Yamagami A (2000) *Fagineura crenativora*, a new genus and species of sawfly (Hymenoptera, Tenthredinidae, Nematinae) injurious to beech trees in Japan. *Bulletin of the National Science Museum, Tokyo, Ser. A* 26: 113-124.
- 鈴木 透・谷脇 徹・山根正伸(2016) 衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作成. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 75-80. (本特集)
- 谷 晋・伴野英雄・山上 明(2012a) 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害状況の経年変化(2008-2011). 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 91-94.
- 谷 晋・伴野英雄・山上 明(2014) 神奈川県丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害状況(2013年). 東海大学総合教育センター紀要 34: 159-162.
- 谷 晋・伴野英雄(2016) 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害発生状況(2014-2015). 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 37-40. (本特集)
- 谷 晋・山上 明・伴野英雄(2012b) ブナハバチ雌の前蛹期における休眠期間. 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 105-109.
- 谷脇 徹(2013) 衝突板トラップの色によるブナハバチ成虫の誘引効果の差異. 昆虫(ニューシリーズ) 16: 159-165.
- 谷脇 徹(2015) 丹沢山地におけるブナハバチの大

- 発生と防除法の開発. 森林防疫 710 : 165-173.
- 谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸 (2016) 丹沢山地ブナ林の衰退要因とその複合作用. 神奈川県自然環境保全センター報告 14:1-12. (本特集)
- 谷脇 徹・猪野正明・鶴田英人・齋藤央嗣・相原敬次・岡田充弘 (2015) ブナ若木へのジノテフラン樹幹注入によるブナハバチの防除効果. 樹木医学研究 19 : 139-148.
- 谷脇 徹・山根正伸・田村 淳・相原敬次・越地正 (2012) 丹沢山地において大量発生したブナハバチ対策への取り組み. 神奈川県自然環境保全センター報告 9 : 81-89.
- 谷脇 徹・山根正伸・田村 淳・相原敬次・越地正・谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2013) ブナハバチ雌成虫の発生とブナ展葉の同時性が被食量に及ぼす影響. 昆虫 (ニューシリーズ) 16 : 218-224.
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄 (2007) ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 256-268.
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄・篠原明彦 (2001) ハチが森を食い荒らす?—ハバチ類の大発生、最近の話題. 国立科学博物館ニュース 382 : 4-7.

植生保護柵を用いた丹沢のブナ等冷温帯森林の再生 — 天然更新と植栽の試験から —

田村 淳*・谷脇 徹*・井田忠夫**・中西のりこ**・吉田直哉**

Restoration of cool temperate deciduous forests inside deer-proof fences in the Tanzawa Mountains: a comparison of natural regeneration and planting seedlings

Atsushi TAMURA* , Tooru TANIWAKI* , Tadao IDA** ,
Noriko NAKANISHI** , Naoya YOSHIDA**

要 旨

田村 淳・谷脇 徹・井田忠夫・中西のりこ・吉田直哉：植生保護柵を用いた丹沢のブナ等冷温帯森林の再生—天然更新と植栽の試験から— 神奈川県自環保セ報告 14 : 67-73, 2016
丹沢ブナ林の林冠の衰退状況が異なる3つの林床植生型（スズタケ退行型、高茎草本型、ミヤマクマザサ型）の計5地域21調査区において、植生保護柵の有無を考慮した天然更新試験を実施して、5年後の時点で更新木の種数や個体数を林床植生型間で比較した。また、3地域の柵内で植栽試験を実施して、天然更新と同様に5年後の時点で相対生存個体数と樹高を比較した。天然更新試験では更新木の種数はスズタケ退行型と高茎草本型で同程度であったが、ミヤマクマザサ型では少なかった。柵内において、樹高30cmより高い更新木はスズタケ退行型で60～1,008本/100m²、高茎草本型では43～940本/100m²、ミヤマクマザサ型では5～10本/100m²あった。柵外では柵内よりも更新木は少なかった。これらの結果から、スズタケ退行型と高茎草本型では柵の設置のみで冷温帯森林の再生が可能であると考えられた。植栽試験では樹種により相対生存個体数は異なるものの、ほとんどの樹種が植栽して5年後に個体数の70%以上が生育して、樹高も成長していた。植栽は確実な再生手法であるものの、再生すべき地域が丹沢大山国定公園特別保護地区であり県絶滅危惧種のホットスポットでもあることや、苗木の遺伝的な構成の偏りといった問題があるため、実施にあたっては慎重さが求められる。

I はじめに

丹沢の冷温帯の森林を代表するブナ林は1980年代から衰退するようになった（丸田・臼井 1997；山根ら 2007）。それに対して当センター研究連携課の前身の県林業試験場では1992年からブナ林の再生試験が始められ、ブナやウラジロモミなどの植栽木にツリーシェルターや、樹木を小面積に高密度に

植栽して蚊帳のように魚網をかぶせたマイクロエコシステムという手法を開発して（中川 1996）、追跡調査も行ってきた（田村・中川 2008）。その一方で、ニホンジカ（以下、シカ）により衰退した林床植生の回復対策として1997年から植生保護柵（以下、柵）が、当センター自然公園課の前身の県丹沢大山自然公園管理事務所により設置されてきた。柵の設置場所は主にブナ林の林冠下であったため、ブナ等樹木

* 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）

** 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部自然公園課（〒243-0121 厚木市七沢 657）

表1 調査地の概要

地域	堂平		天王寺		丹沢山(津久井)			檜洞丸		丹沢山(清川)	
調査区名	林冠	ギャップ	林冠	ギャップ	1	2	3	A	B	A	E
対照区(柵外)の有無	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○
調査区数	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
開空度(%)	17	20	19	22-26	32-48	32-50	42	26-33	62-64	40-49	35-46
標高(m)	1,190		1,320		1,540-1,553			1,520	1,550	1,470-1,530	
林床植生型	スズタケ退行		スズタケ退行		高茎草本			高茎草本		ミヤマクマザサ	
植生保護柵設置年	2006		2007		2010			2005	2010	2008	
調査実施年	2011		2012		2015			2010	2015	2013	

が枯死して形成された林冠ギャップ（以下、ギャップ）については後回しになっていた。

その後2000年に自然環境保全センターが設立され、2004年から2006年に行われた丹沢大山総合調査においてブナ林の再生が要望されて、新たな再生事業が始まった。ブナ林の衰退地域が丹沢大山国定公園特別保護地区であり、これまで自然力により成立してきたブナ等の冷温帯森林であることから、この事業のねらいは、天然更新による森林再生の可能性を検証することと、一方で天然更新による再生が困難な場合も考えられることから植栽を試行することとした。いずれにしてもシカの採食影響の強い地域であるため柵の設置を前提とした。そこで、この事業では、当センター自然公園課が柵の設置と苗木の植栽を担当して、研究連携課が苗木づくりのために事業予定地での種子採取と稚樹及び苗木の追跡調査を担当した。事業の実施場所については、オゾンのリスクを考慮してブナ林の分布する標高帯のなかで低い地域から実施することになり（丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会 2006）、2006年に堂平で、2007年には天王寺尾根、2008年には丹沢山、2010年には檜洞丸で行った。各地域ではギャップの大きさが異なる場所に複数の柵を設置して、柵内外に天然更新の調査区をつくり、天王寺尾根を除く場所では柵内に植栽も行った。

本報告では、天然更新と植栽の試験を開始して5年～9年が経過してモニタリングデータが蓄積してきたことから、事業実施後5年時点の天然更新木（以下、更新木）と植栽木の生育状況から、森林再生の可能性とそのあり方を検討したものである。なお、天然更新の詳細な報告は、別途田村ら（投稿準備中）で論じる予定である。

II 調査地と方法

1 調査地

調査地は、ブナなど高木の枯死で形成された大小のギャップが見られる5地域を選定した（表1）。いずれも丹沢大山国定公園特別保護地区内である。この5地域のギャップまたは林冠下に柵を複数基設置して、柵内外に調査区を配置した。柵内外を含めた調査区数は合計21である（表1）。相観と優占種に基づく林床植生型は、スズタケ退行型が2地域7調査区、高茎草本型が2地域10調査区、ミヤマクマザサ型が1地域4調査区である。スズタケ退行型は植物社会学でいうヤマボウシブナ群集（宮脇ら1964）に、高茎草本型はオオモミジガサブナ群集（宮脇ら1964）に相当する。ミヤマクマザサ型はニシキウツギ低木群落（宮脇ら1964）とオオモミジガサブナ群集の退行相（大野・尾関1997）またはイトスゲリョウブ群集（大野・尾関1997）に相当する。各林床植生型の開空度は、スズタケ退行型では17～26%（平均20.2%）、高茎草本型では26～64%（平均43.0%）、ミヤマクマザサ型では35～49%（平均42.3%）であり、スズタケ退行型の調査区は他の2林床植生型よりも開空度は有意に低かった（クラスカル・ウォリス検定とシェフェ検定、スズタケと高茎草本間； $p=0.0031$ 、スズタケとミヤマクマザサ間； $p=0.0219$ ）。なお、開空度は、各調査区内の2つの2m×10m方形枠を含む矩形の四隅と中心の5地点において、レンズ面の高さが1mの位置でニコンCoolPix4500とフィッシュアイコンバータFC-E8を用いて天空写真を撮影した。撮影した天空写真は、国立環境研究所の竹中明夫氏が作成した全天空写真解析プログラムCanopOn2（URL（<http://takenaka-akio.cool.ne.jp/etc/canopon2/>））を利

表 2 植栽した地域における樹種と植栽本数の一覧

樹種	地域		
	堂平	檜洞丸	丹沢山 (清川)
アオダモ		28	
イタヤカエデ			39
サワグルミ			166
シオジ	175		
シナノキ		35	
ナナカマド		50	
フジイバラ			5
ブナ	373		65
マユミ			77
ミズキ			17
ヤブデマリ		85	
合計	548	198	369
植栽した柵の面積 (m ²)	3,837	2,491	5,141
100m ² あたりの本数	14	8	7

表 3 更新木の樹種特性とハビタットタイプ

種名	科名	生活型	散布型	ハビタットタイプ
ブナ	ブナ	高木	重力	ブナ林種
シナノキ	アオイ	高木	風	ブナ林種
イヌシデ	カバノキ	高木	風	ブナ林種
クマシデ	カバノキ	高木	風	ブナ林種
サワシバ	カバノキ	高木	風	ブナ林種
ミズメ	カバノキ	高木	風	ブナ林種
ヒコサンヒメシヤラ	ツバキ	高木	重力	ブナ林種
カマツカ	バラ	小高木	動物	ブナ林種
ウラジロモミ	マツ	高木	風	ブナ林種
ヤマボウシ	ミズキ	高木	動物	ブナ林種
イトマキイタヤ	ムクロジ	高木	風	ブナ林種
コミネカエデ	ムクロジ	小高木	風	ブナ林種
アラゲアオダモ	モクセイ	高木	風	ブナ林種
ホオノキ	モクレン	高木	動物	ブナ林種
マメヅク	グミ	小高木	動物	低木林種
ニシキウツギ	スイカズラ	小高木	風	低木林種
ユモトマユミ	ニシキギ	小高木	動物	低木林種
マメヅクラ	バラ	小高木	動物	低木林種
ミヤマイボタ	モクセイ	小高木	動物	低木林種
オオバアサガラ	エゴノキ	高木	重力	その他
ミヤマヤシヤブシ	カバノキ	小高木	風	その他
サワグルミ	クルミ	高木	風	その他
ミヤマザクラ	バラ	高木	動物	その他
ミズキ	ミズキ	高木	動物	その他
チドリノキ	ムクロジ	小高木	風	その他
シオジ	モクセイ	高木	風	その他
ミヤマアオダモ	モクセイ	小高木	風	その他

用して開空度を算出した。

植栽は天然更新試験を実施した5地域のうち堂平と檜洞丸、丹沢山(清川)の3地域で行った。

2 調査方法

天然更新の試験では5地域の21調査区に2m×10mの方形枠を2個ずつ設置して、方形枠内の高さ5cm以上の更新木を対象として、ナンバーテープを付けて個体識別して樹種を記録するとともに樹高を測定した。対象とした更新木は、『神奈川県植物誌2001』(神奈川県植物誌調査会 2001)で高木または小高木とされた樹種である。

植栽試験を実施した3地域の植栽木の樹種と本数は表2のとおりである。植栽木は事業実施予定の各地域において10月下旬に果実のあった樹種から複数の個体を選び、それぞれから種子採取して苗畑で1~3年育苗したものである。3地域の周辺樹木の種組成が異なることや樹種による豊凶があるため、

地域により植栽した樹種及びその本数は異なった(表2)。種子採取から育苗は神奈川県山林種苗協同組合に委託して行なわれた。植栽は堂平と丹沢山(清川)では柵の施工業者が、檜洞丸ではボランティアを募って実施した。植栽時期は10月以降12月までである。植栽木の調査では、天然更新試験と同様にナンバーテープで植栽木を個体識別して、連年10~11月に生残を確認して生存の場合は樹高を測定した。

3 解析方法

更新木のハビタットタイプを、丹沢における過去の植物社会学的調査(宮脇ら 1964; 大野・尾関 1997)を参照して、「ブナ林種」、「低木林種」、「その他」に3区分した(表3)。「ブナ林種」は、ヤマボウシ・ブナ群集とオオモミジガサ・ブナ群集における出現頻度が20%以上のものとした。「低木林種」はイトスゲ・リョウブ群集やウツギ・ニシキウツギ群落(大野・尾関 1997)において出現頻度が20%以上の樹種、または現地で風衝低木林を構成している樹種とした。マメヅクラとユモトマユミ、ミヤマイボタはブナ群集とイトスゲ・リョウブ群集からウツギ・ニシキウツギ群落の両方で出現頻度が20%以上であるが、現地の優占状況を考慮して「低木林種」とした。これらに含まれない樹種は「その他」に区分した。

各調査区において、樹高30cmを閾値として30cmよりも高い個体数をハビタットタイプ毎に集計した。30cmを閾値としたのは、既報で天然更新の完了基準として30cmが用いられることが多いことによる(谷本 1990; 田内 2010; 正木ら 2012)。

III 結果

1 更新木の種数と種組成

樹高30cmよりも高い更新木の種数は柵内外で異なり、3つの林床植生型ともに柵内で多く、スズタケ退行型と高茎草本型では有意差が認められた(図1; マン・ホイットニーのU検定, スズタケ; p=0.0323, 高茎草本; p=0.0278)。また、柵内における平均種数はスズタケ退行型と高茎草本型では40m²あたり10種と同程度であったのに対して、ミヤマクマザサ型では3種と少なかった。

各調査区の開空度と更新木の種数との関係を見たところ、有意な相関関係は認められなかった(スピ

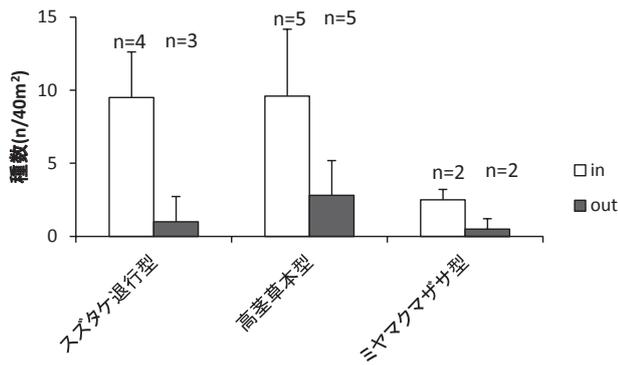


図1 林床植生型別の更新木の平均種数
inは柵内区、outは柵外区、縦棒は標準偏差を示す。

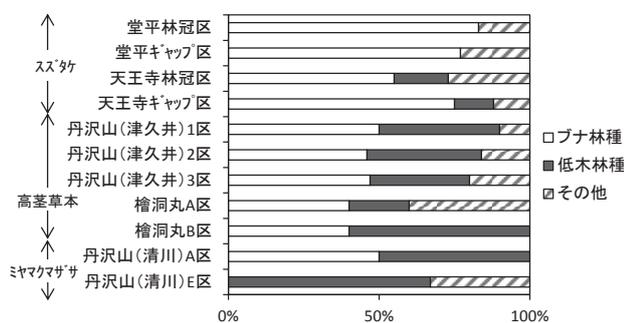


図2 柵内の調査区における更新木の種数に占めるハビタットタイプの比率
左側のスズタケと高茎草本、ミヤマクマザサは林床植生型を示す。

アマンの順位相関係数; $r^2=0.144$, $p=0.1627$ 。

柵内の調査区の種数に対するブナ林種の比率はスズタケ退行型で高く、ミヤマクマザサ型では低く、低木林種の比率は逆の傾向を示した。(図2)。高茎草本型におけるブナ林種と低木林種の比率は、両林床植生型の間であった。

2 更新木の個体数

樹高30cmよりも高い更新木の個体数は柵内外で異なり、どの調査区も柵内で多かった(図3)。柵外にあった樹高30cmよりも高い更新木は、ブナ林種のカマツカやヒコサンヒメシヤラ、低木林種のミヤマイボタやユモトマユミであった。

柵内の個体数は調査区間でばらつき、林床植生型ではスズタケ退行型で60~1,008本/100m²(ha換算して6,000~100,750本)、高茎草本型では43~940本/100m²(ha換算して4,250~94,000本)、ミヤマクマザサ型では5~10本/100m²(ha換算して500~1,000本)であった(図3)。

3 植栽木の生残と樹高の推移

植栽時点の個体数を100%としてその後の個体数の比である相対生存個体数は樹種によって異なり、堂平のシオジと丹沢山(清川)のサワグルミ、檜洞丸のアオダモでは他の樹種と比較して低かった(図4)。他の樹種は植栽後5年を経過しても70%以上が生存していた。

植栽時点の樹高は樹種により異なるものの50~80cmの範囲にあった。植栽して5年後の樹高は、堂平のシオジを除いて当初よりも高くなっており、とくに丹沢山(清川)のミズキの平均樹高は200cmに達していた(図4)。檜洞丸の植栽木は植栽後5年を経過しても100cm内外であった。

IV 考察

1 天然更新による森林再生

シカの採食影響下の柵外区では更新木の種数も個体数も少なかったことから(図1、図3)、シカの生息密度が高い地域の森林の再生にあたっては柵を設置することが必要不可欠である。以下では、それを前提にして柵内の各林床植生型による森林再生を検討する。

天然更新の完了基準として、森林施業の分野でいくつかの基準が報告されている。本報告で対象とした天然林の再生と森林施業のための基準は同じではないものの一つの参考になる。ブナの天然更新施業地における更新完了基準は、樹高30cm以上のブナが3,000本/ha以上あること(谷本1990)と報告されている。また、全国の広葉樹の更新完了基準をまとめた報告(田内2010;正木ら2012)によると、施業後2~6年目の時点で樹高30cm以上の更新木が2,000~10,000本/haあれば更新完了とみなされる場合(田内2010)と、施業後5年目の時点で樹高30cm以上の更新木がhaあたり3,000~5,000本あれば更新完了とみなす場合(正木ら2012)がある。これらの基準を満たす最低ラインは樹高30cm以上の更新木がhaあたり3,000本あることになる。これを一つの目安として、各林床植生型の森林再生の可能性を検討する。

スズタケ退行型では更新木の種数が多く、ブナ林を構成する樹種の比率も高かったことから、時間がさらに経過すればブナ林に特有の樹種からなる冷温帯森林に推移すると考えられる。ただし、ブナ天然

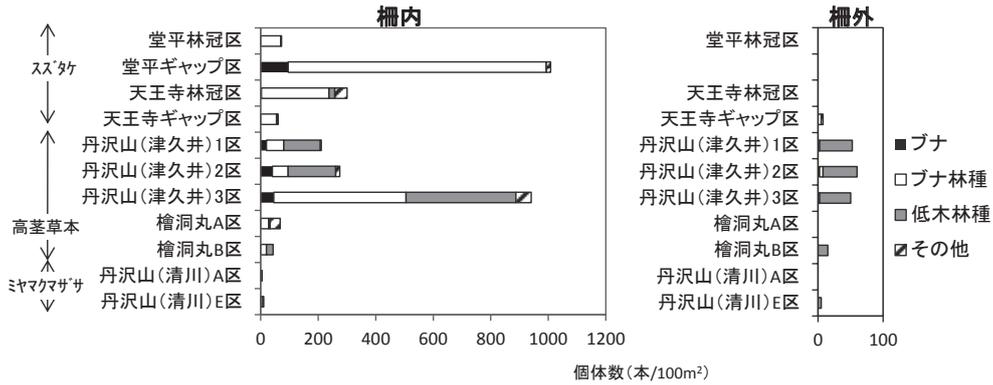


図3 柵設置後5年目の更新木の個体数
 左は柵内、右は柵外。左右の図で横軸の目盛幅が異なることに注意。ブナはブナ林種に区分されるが、この図では「ブナ」として別に示した。

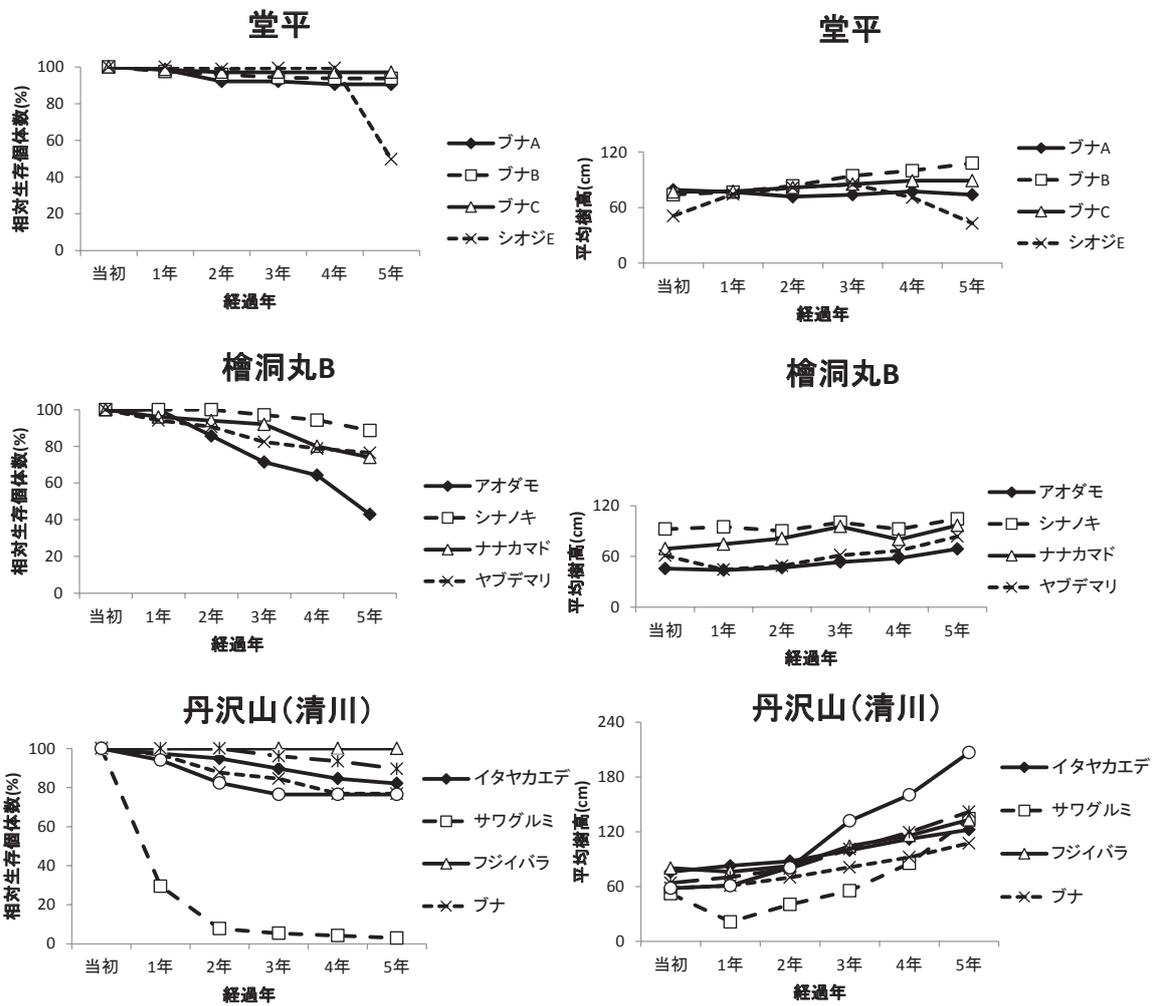


図4 植栽木の相対生存個体数(左)と平均樹高(右)の推移
 堂平のA～Dは試験区(植生保護柵)の違いを示す。

更新施業地の事例では更新完了と判断された場所においてその後の追跡調査によりブナが優占していない場合があり、将来の優占木の判定には長期の継続調査が必要であるといわれている(正木ら 2003; 杉田ら 2006)。そのため、本調査地においても継続

調査が必要である。

高茎草本型では調査区により更新木の個体数にばらつきはあるものの、更新木の種数は風衝低木林に特有の樹種を含めるとスズタケ退行型と同程度に多く、個体数の少ないところでも4,000本/ha以上の

更新木があり、一定数の更新木は確保できたと考えられる。したがって高茎草本型は、ブナ林に特有のイトマキイタヤとヒコサンヒメシャラや低木林に特有のミヤマイボタやニシキウツギなどの樹種の混交林に推移すると考えられる。

この林床植生型の全層群落であるオオモミジガサーブナ群集について、50年以上前に現地を調査した宮脇ら(1964)は、本群集の立地は風衝地であるため一度破壊された林分の回復は困難であると指摘している。また、宮脇ら(1964)は、丹沢の稜線付近ではブナ林のマント群落としてのニシキウツギを主とした低木林が広く見られると報告している。本調査におけるこの林床植生型の調査区の開空度は26～64%と高かったため、まずはニシキウツギなどの風衝低木林の構成種によりギャップを修復させることが植生遷移に則った方法であると考えられる。

ミヤマクマザサ型では、調査区の開空度は35～49%と高く、更新木の種数と個体数も少なく、ハビタットタイプという低木林種やその他の樹種の個体数を含めても500～1,000本しかなかった。この林床植生型の全層群落はニシキウツギ低木群落かオオモミジガサーブナ群集の衰退相またはイトスゲリョウブ群集である。現状ですでに風衝作用を強く受けているため、時間が経過してもギャップの修復は困難で、現状と同様の疎林の状態が続くと推察される。

以上のことから、各林床植生型により森林再生の目標林型とそのポテンシャルは異なると考えられた。ギャップが大きくなるほど風衝作用も強まるため、ギャップの小さいうちに、あるいは林冠が閉鎖した状態のうちに、ブナ林を保護すること、すなわち柵を設置するなどして後継稚樹群を林床に蓄積させておくことが重要である。

2 植栽による森林再生

本事業の植栽は試験的に行ったものである。これは、本来は自然力に委ねるべき国定公園特別保護地区において、植栽の是非を慎重に検討するようという意見が丹沢大山総合調査実行委員会からあったことによる。

植栽試験の結果は短期的には森林再生の確実な方法である可能性を示している。その理由としては、植栽後5年経過して70%以上の個体が生育している

樹種がほとんどであり、樹高も高くなっていたこと、天然更新木の少ない丹沢山(清川)においても植栽木の生存個体は多く、ミヤマクマザサの稈高を越えている植栽木もあったことがあげられる。

その一方で、植栽には限界や様々な問題も指摘されている。小池(2001)は、「植えて育つレベル」と「群集内で個体群を維持できるレベル」を分けて考える必要があること、相観のみの極相林の復元は比較的簡単であるが本来の種組成を持った極相林の人工的な造成や遷移による自然な復元は、かつて考えられていたよりも非常に難しいことを指摘している。また、植栽の欠点として、特定の少数の母樹による苗木の遺伝的な構成の偏り(金指 2007)や苗木の土に含まれて雑草種の種子を持ち込む可能性がある。さらに、本論で対象としたブナ林の衰退が進む地域はオオモミジガサーブナ群集域であり、この群集域はクルマユリやハルナユキザサなど神奈川県絶滅危惧種のホットスポットである(田村ら 2005)。そのため、植栽する対象面積が広がったり苗木の本数が多いと、踏圧や植栽木による被圧、苗木の土から発生した他種との競争により絶滅危惧種が消失する可能性も否定できない。

相対生存個体数の低い樹種が3種あったのは、それぞれで理由が異なる。堂平でのシオジの相対生存個体数が低かったのは、シオジのみを植栽した柵が2010年に破損したことによる。丹沢山(清川)のサワグルミは植栽翌年から相対生存個体数が30%へ低下して、状況は梢端枯れを起こしていたことから、水ストレスを受けたことによる枯死と考えられた。植栽時に梢端を切り落とすなどの作業が必要であったと考える。檜洞丸のアオダモで相対生存個体数が低くなった理由は不明である。

植栽と天然更新を比較してみると、植栽は初期の樹高の点で有利であるものの、面積あたりの種数や個体数は天然更新にはかなわないように、それぞれ一長一短がある。上述したようにスズタケ型の林床であれば柵の設置のみでブナ林構成種の森林に再生できる可能性があるし、高茎草本型の林床であれば開空度が高くても柵の設置で風衝低木林の構成種を主体とした天然更新木を一定数確保できる。したがって、国定公園特別保護地区では無理に植栽せずに柵の設置と植生遷移に委ねることで森林再生をはかることが可能と考えられる。ただし、ブナの生育する標高帯でスギやヒノキ人工林を広葉樹林に林種

転換する場合、広葉樹の種子供給源が限られるため、オゾン等のリスクも考慮したうえで地域性苗木を植栽することは一手法である。いずれにしても、森林再生には長時間を要するので、定期的なモニタリングが重要である。

V 謝辞

本研究に関わる現地調査では、中山博子、長澤展子、村上美奈子、酒井明子、谷脇美雪、北山紀代子、浜岡史子、永井たまき、大津千晶、巽友紀、三橋正敏、鈴木藤子、柳川美保子、原島範子、支倉千賀子、深町篤子、石田祐子、山本幸子、安西直輝の各氏にご助力をいただいた。また現地調査の一部は、(株)豊産業と(株)地域環境計画、遊緑地設計(有)に委託したものである。それぞれの主任技術者には現地調査と報告書のとりまとめでお世話になった。以上の方々に深く感謝申し上げます。なお本研究は平成18年からの丹沢大山植生回復対策事業費を用いて実施したものである。

VI 引用文献

- 神奈川県植物誌調査会 (2001) 神奈川県植物誌 2001. 1580pp, 神奈川県立生命の星・地球博物館, 小田原.
- 金指あや子 (2007) 遺伝的多様性の保全. 117-129. 主張する森林施業論. 森林施業研究会編, 395pp, 日本林業調査会, 東京.
- 小池文人 (2001) 極相林高木種の植栽による「ふるさとの森づくり」と community の復元. 植生情報 5: 50-54.
- 丸田恵美子・臼井直美 (1997) 檜洞丸における森林被害の状況. 78-80. 丹沢大山自然環境総合調査報告書. (財) 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, 635pp, 神奈川県環境部, 横浜.
- 正木 隆・杉田久志・金指達郎・長池卓男・太田敬之・櫃間 岳・酒井暁子・新井伸昌・市栄智明・上迫正人・神林友広・畑田 彩・松井 淳・沢田信一・中静 透 (2003) 東北地方におけるブナ林天然更新施業地の現状—二つの事例と生態プロセス—. 日林誌 85: 259-264.
- 正木 隆・佐藤 保・杉田久志・田中信行・八木橋 勉・小川みふゆ・田内裕之・田中 浩 (2012) 広葉樹の天然更新完了基準に関する一考察—苗場山ブナ天然更新試験地のデータから—. 日林誌 94: 17-23.
- 宮脇 昭・大場達之・村瀬信義 (1964) 丹沢山塊の植生. 54-102. 丹沢大山学術調査報告書. (財) 国立公園協会編, 477pp, 神奈川県, 横浜.
- 中川重年 (1996) 丹沢水沢に植栽した広葉樹におけるツリーシェルターの成長促進効果について. 神奈川県森林研究所研究報告 22: 19-26.
- 大野啓一・尾関哲史 (1997) 丹沢山地の植生 (特にブナクラス域の植生について). 103-121. 丹沢大山自然環境総合調査報告書. (財) 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, 635pp, 神奈川県環境部, 横浜.
- 杉田久志・金指達郎・正木 隆 (2006) ブナ皆伐母樹保残法施業試験地における 33 年後, 54 年後の更新状況—東北地方の落葉低木型林床ブナ林における事例—. 日林誌 88: 456-464.
- 田村 淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男 (2005) 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. 保全生態学研究 10: 11-17.
- 田村 淳・中川重年 (2008) 設置後 10 ~ 15 年経過したツリーシェルター試験地と植生保護柵試験地における樹木の生育状況. 神奈川県自然環境保全センター報告 5: 71-78.
- 谷本丈夫 (1990) 広葉樹施業の生態学. 245pp, 創文, 東京.
- 田内裕之 (2010) 広葉樹林化の目標林型と更新基準. 森林科学 59: 22-25.
- 丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会 (2006) 丹沢大山自然再生基本構想—人も自然もいきいき「丹沢再生」—. 136pp, 丹沢大山総合調査実行委員会, 横浜.
- 山根正伸・藤澤示弘・田村 淳・内山佳美・笹川裕史・越地 正・斎藤央嗣 (2007) 丹沢山地のブナ林の現況—林分構造と衰退状況—. 479-484. 丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編, 794pp, (財) 平岡環境科学研究所, 相模原.

衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作成

鈴木 透*・谷脇 徹**・山根正伸***

Developing a restoration priority map for beech forest based on the risk of forest degradation

Toru SUZUKI* , Toru TANIWAKI** , Masanobu YAMANE***

要 旨

鈴木 透・谷脇 徹・山根正伸：衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作成 神奈川県自環保セ報告 14 : 75-80 丹沢山地における高標高域のブナ林ではブナの衰弱・枯死や草地化の進行といった森林の衰退が深刻となっている。そこで本研究では、現在実施されている丹沢大山自然再生事業をより効率的・効果的に実施するために、ブナ林の衰退が著しい丹沢山塊東部の主稜線を中心にブナ林の衰退リスクを評価し、これを基に再生優先地マップを試作した。ブナ林の衰退リスクは草地・裸地（ギャップ）の拡大とブナハバチによる葉の食害影響について評価した。その結果、ブナ林の現在のギャップは、歴史的な変遷の違い、地域による拡大の程度、現在のギャップの面積の違いがあり複合的な衰退リスクの影響の差異として現れていることが明らかになった。また、ブナハバチも累積的な影響に地域差があり、ブナハバチによる衰退リスクの空間的な分布が明らかになった。これら二つの衰退リスク評価の結果に基づいて再生対象地を選定したところ、天然更新により再生可能な「ブナ更新促進」の候補地は合計面積が非常に小さい一方、広葉樹の高木林への再生を目標とする「高木再生」の候補地は合計面積が大きい傾向を示した。また、ブナハバチの「重点対策地区」は比較的健全なブナ林が候補地となっていた。これより効率的な対策を実施するためには、地域ごとに異なる衰退リスクに対応した対策を優先して実施することが重要であると考えられた。

キーワード：ブナ・ギャップ・ブナハバチ・自然再生

I はじめに

神奈川県北西部に位置し、約 40,000ha の山塊である丹沢山地の森林には、低標高ではシイ・カシ等の暖温帯自然林、標高 800m 前後を境とした高標高ではブナを始めとした冷温帯自然林（以下、ブナ林）が成立している。低標高域ではスギやヒノキ等の植林の割合が高く、それ以外の箇所は薪炭林として利用された二次林が多い。

高標高のブナ林では、ブナの衰弱・枯死や草地・裸地化の進行といった森林の衰退が深刻となっている。これまでの研究で、モミやブナの枯死木が天然林の約 3 割の範囲に分布し、丹沢山・蛭ヶ岳・檜洞丸の各山頂付近に多いこと（越地ほか 1996）、高標高の地域において衰退が顕著であり、風衝面では衰退が激しいこと（星ほか 1997）やブナ林の衰退は 1970～1980 年代以降から起きており、1990 年代以降になると草地・裸地の増加と広葉樹林の減少が明

* 酪農学園大学農食環境学群／環境共生学類（〒 069-8501 北海道江別市文京台緑町 582）

** 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研究企画部（〒 243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

確になること（山根・鈴木 2012）などが報告されている。

このブナ林の衰退原因としては、ニホンジカの過密化、大気汚染、ブナハバチ、水分ストレス等の様々な要因が複合的に関連していることが報告されているが（山根ほか 2007）、年代や箇所により要因は変化し、各要因の相互関係は複雑であると考えられる。そのため、2007年から実施されている丹沢大山自然再生事業をより効果的、効率的に実施していくには、各地のブナ林衰退リスクを評価し、対策を優先的に実施する箇所を選定する必要があると考えられる。

そこで本研究では、対策を優先的に実施する箇所を示すことを目的に、複合的な要因が強く影響することによりブナ林が衰退して生じた草地・裸地（以下、ギャップ）の拡大とブナハバチの大発生による葉の食害影響に関するブナ林の衰退リスクの二つに絞って評価し、これを基に再生優先地マップを試作した。得られたマップから丹沢大山自然再生事業におけるブナ林の効果的・効率的な再生方法の検討を行った。

II 調査方法

1 調査対象地

本研究では、丹沢山地の内、ブナ林の衰退が著しい丹沢山塊東部の加入道山から鍋割山にかけての主稜線を中心として、その両側 200m 以内を分析の対象とした（図 1）。

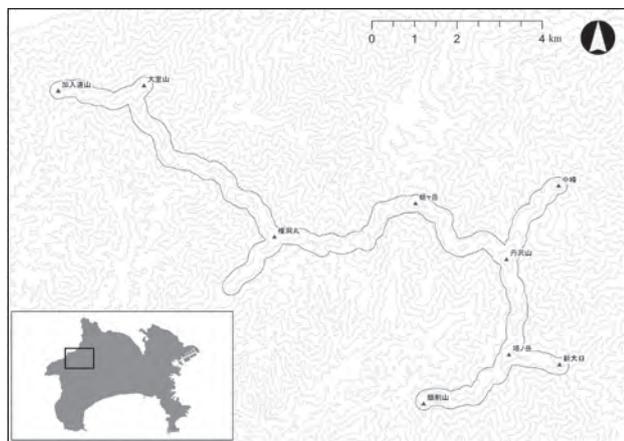


図 1 調査対象地

2 衰退リスクの評価

ブナ林の衰退に関して、ギャップの拡大（山根・鈴木 2012）とブナハバチによる葉の食害影響（谷

脇ら 2012）の 2 つのリスクについて評価した。

ギャップの拡大については、空中写真から作成した 1970 年代（1974 年・1977 年）と 2010 年代（2013 年）の土地被覆データを基に、ギャップの時系列変化の特徴を把握し、ブナ林の衰退に関するリスクを評価した。ブナハバチによる影響については、空中写真から判読した 2011 年、2013 年のブナハバチによる被害木のデータを用いて、周辺 100m 以内の被害本数を集計することにより、ブナハバチの累積的影響を評価した。なお、被害木の判読対象地は大室山から鍋割山にかけての主稜線から両側 200m の範囲に限定した。

3 再生優先地マップの作成

ギャップの拡大に関するリスク評価からブナ林再生対象地を、ブナハバチの累積的影響評価からブナハバチ対策地区をそれぞれ選定し、これらをまとめて再生優先地マップとした。

ブナ林再生対象地は、ギャップ形成の歴史やギャップの大きさと天然更新のしやすさを考慮して、「ブナ更新促進」・「高木再生」・「風衝草地」の 3 種類に区分した（図 2）。2013 年に土地被覆がギャップである箇所を対象として、すでに 1970 年代の時点でギャップである箇所は「風衝草地」とした。次に「風衝草地」以外の箇所で、ギャップの面積が 314m^2 以下の箇所を「ブナ更新促進」に区分した。 314m^2 の閾値は、田村ほか（2012）において開空度 20% 以下の箇所は天然更新が可能であるという報告から、ブナの樹高を 20m と仮定した開空度が 20% となるギャップの面積として推定した値である。さらに、「ブナ更新促進」より大きなギャップを「高木再生」に区分し、その内森林から 30m 以内の箇所を

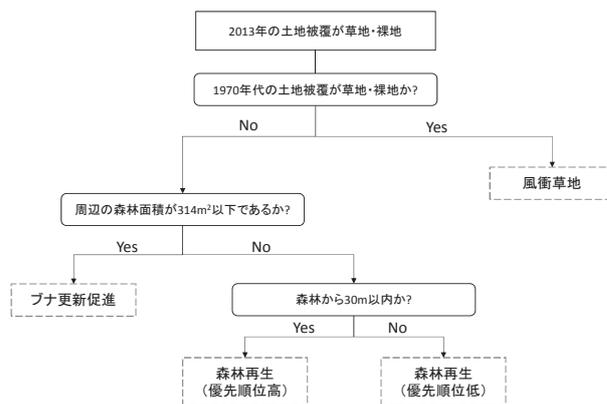


図 2 ブナ林再生対象地の選定方法

優先順位高とし、30m以上の箇所を優先順位低とした。30mの閾値は酒井ほか（2013）における一般的な広葉樹の種子散布距離を参考にして設定した。

ブナハバチ対策地区に関しては、2011年、2013年のブナハバチによる被害木のデータから算出した周辺100m以内の被害本数が30本以上を「重点対策地区」、20から29本を「要注意地区」として設定した。

Ⅲ 結果及び考察

1 衰退リスクの評価

ギャップの変遷を把握するために、2013年にギャップである箇所を1970年代もギャップであった箇所と2013年までにギャップに変化した箇所に区分した（図3）。

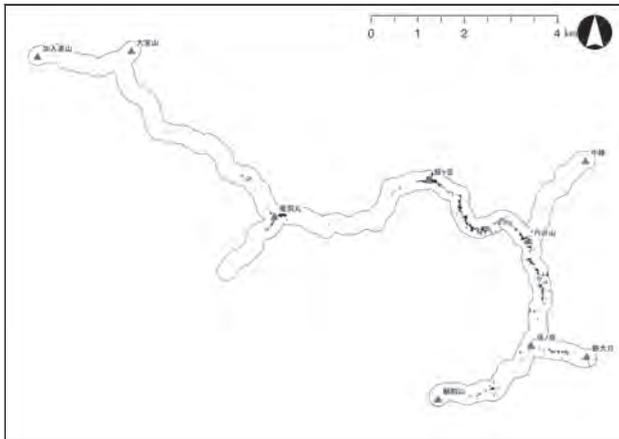


図3 2013年におけるギャップの分布図
灰色は1970年代においてもギャップの箇所、黒色は1970年代から2013年までに森林がギャップに変化した箇所を示している。

対象とした丹沢山塊東部の主稜線から両側200m以内の1010.5haの内、2013年のギャップの総面積は34.6haであった。その内、1970年代においてもギャップであった箇所は11.5ha、2013年までに森林からギャップに変化した箇所は23.1haであり、比較的昔から草地・裸地が維持されてきた箇所も多く見られることが明らかになった。そのため、すべてのギャップで再生目標を森林に設定するのではなく、歴史を考慮した多様な植生景観を維持・再生する目標の設定が必要であると考えられた。また、ギャップの拡大に関して地域的な特徴を見ると、檜洞丸周辺や蛭ヶ岳から塔ノ岳にかけての稜線上でギャップが拡大している傾向が見られた（図3・図4）。これは各種要因が複合する衰退リスクが高

いため、ギャップの拡大が集中する地域が生じていることを示しており、再生優先地の設定には地域差を考慮した計画の策定も必要であることが示唆された。

さらに、2013年のギャップは対象地内に227個あり、平均面積は0.15haであるが、最小面積0.0001ha、最大面積4.8haと様々な大きさのギャップが存在している。田村ほか（2012）は開空度20%以上のギャップでは天然更新による再生は困難になると報告している。227個のギャップの内、119箇所は天然更新可能な面積の小さいギャップであり、ギャップが拡大する前に早急に対策を実施することが望まれる。このように、現状のギャップの状況に合わせた対策と優先順位を設定することも必要であると考えられた。

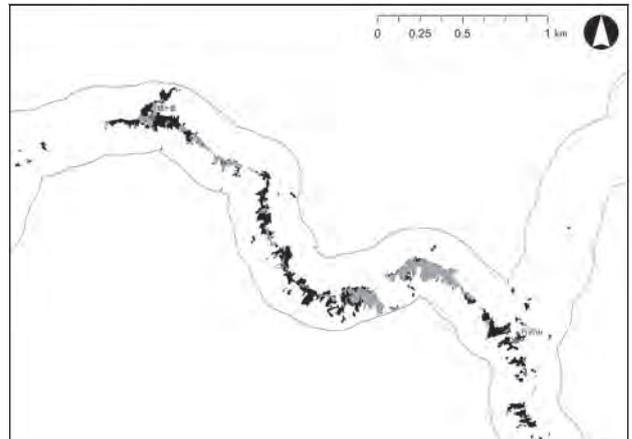


図4 蛭ヶ岳から丹沢山周辺の2013年におけるギャップの分布図
灰色は1970年代においてもギャップの箇所、黒色は1970年代から2013年までに森林がギャップに変化した箇所を示している。

ブナハバチによる影響については、空中写真から判読した2011年、2013年のブナハバチによる被害木のデータを用いて、周辺100m以内の被害本数を集計し、ブナハバチによる累積的影響を評価した（図5）。

その結果、ブナハバチによる被害木は広域に分布しているが、累積的影響が大きい箇所には地域差があり、特に大室山から檜洞丸にかけて影響の多い箇所が散在していることが明らかになった。ブナハバチによる被害が累積することでブナの枯死が促進されることが報告されている（越地ほか 2012）。そのため、累積的影響の多い地域ではこれ以上ブナハバチによる被害を累積させないような対策を実施する

ことが必要であると考えられる。

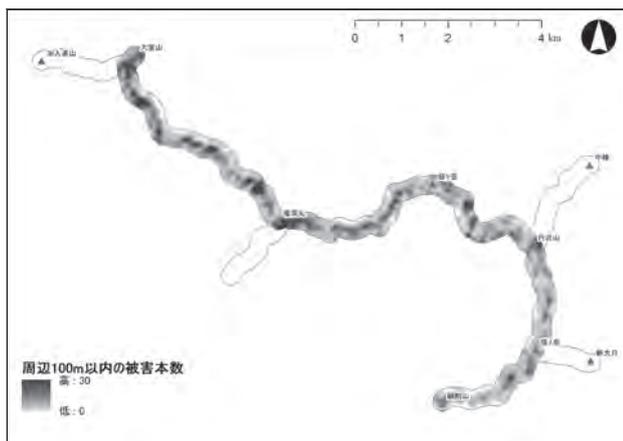


図5 推定したブナハバチの累積的影響

2 再生優先地の選定

ギャップの拡大リスクから「ブナ更新促進」・「高木再生」・「風衝草地」に区分したブナ林再生対象地、ブナハバチの累積的影響から「重点対策地区」、「要注意地区」に区分したブナハバチ対策地区を選定し、再生優先地マップを作成した。

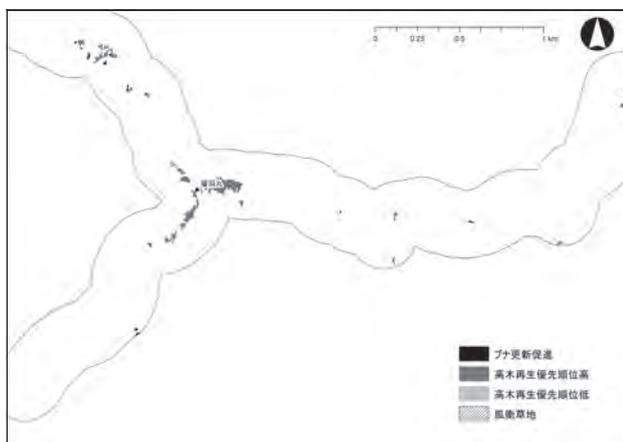


図6 ブナ林再生対象地 (檜洞丸周辺)



図7 ブナ林再生対象地 (蛭ヶ岳から丹沢山)

作成したブナ林再生対象地を図6～7に示した。2013年にギャップである34.59haの内、「ブナ更新促進」は4.1%にあたる1.4ha、「高木再生」は63.5%にあたる21.6ha、「風衝草地」は33.4%にあたる11.5haであった。また、「高木再生」の内優先順位の高い箇所は21.2ha、優先順位の低い箇所は0.4haであった。

地域的な特徴を見ると、檜洞丸周辺では「ブナ更新促進」・「風衝草地」は少なく、「高木再生」が多い傾向を示している。一方、蛭ヶ岳から丹沢山にかけては「ブナ更新促進」が少なく、「高木再生」が多い傾向は檜洞丸周辺と同様であるが、「風衝草地」も多く存在していた。このように、天然更新によりブナ林が再生できる可能性がある「ブナ更新促進」は、箇所数は多いが面積は非常に少なく、「高木再生」の候補地は対象地全体に多く存在する一方、「風衝草地」は地域により傾向が異なっていた。そのため、ブナ林再生対象地の区分を参考にして、地域の状況に合った対策を実施する必要があることが示唆された。

次に、ブナハバチの累積的影響から「重点対策地区」、「要注意地区」に区分したブナハバチ対策地区の候補地を選定した結果、大室山から檜洞丸にかけて対策を実施すべき箇所が多く分布していることが明らかになった(図8)。ギャップの分布の特徴とは異なり、比較的健全なブナ林と考えられる大室山周辺においてブナハバチの累積的影響が増加しており、対策が急務であることが明らかになった。

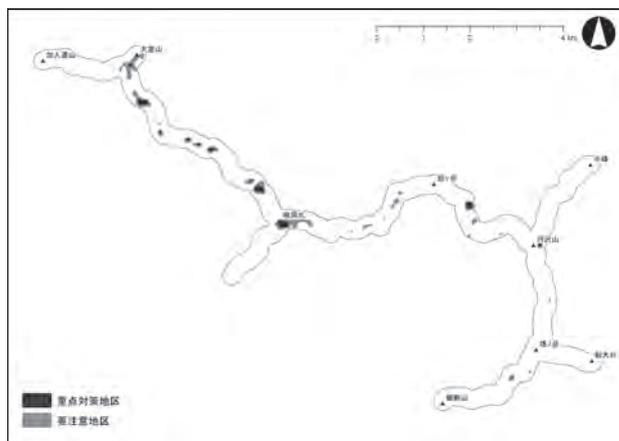


図8 ブナハバチ対策地区

最後に、「ブナ更新促進」・「高木再生」・「風衝草地」に区分したブナ林再生対象地と「重点対策地区」、「要注意地区」に区分したブナハバチ対策地区をま

とめ作成した再生優先地マップ（図9～11）から効果的な対策の検討を行った。

大室山周辺は現在比較的健全なブナ林が残されていると考えられ、ギャップも少ない。しかし近年ブナハバチの累積的影響が増加しており、ブナハバチ対策を主に実施していく必要があると考えられた。檜洞丸周辺は、風衝草地が少なく、ブナ林の衰退が急激に進行している箇所である。また近年ブナハバチも多く発生しており、ブナハバチ対策とギャップへの対策の両方を実施すべきと考えられ、ブナ林再生の重点対策地域であるといえる。蛭ヶ岳から丹沢山にかけては、過去から草地とブナ林が混在していた箇所と考えられ、ブナ林の衰退に伴い、巨大なギャップを形成している。ギャップの形成はさらなるブナ林の衰退を促進すると考えられるため、特に「高木再生」によりまぎギャップの拡大を抑えることが重要であると考えられた。



図9 再生優先地マップ（大室山周辺）

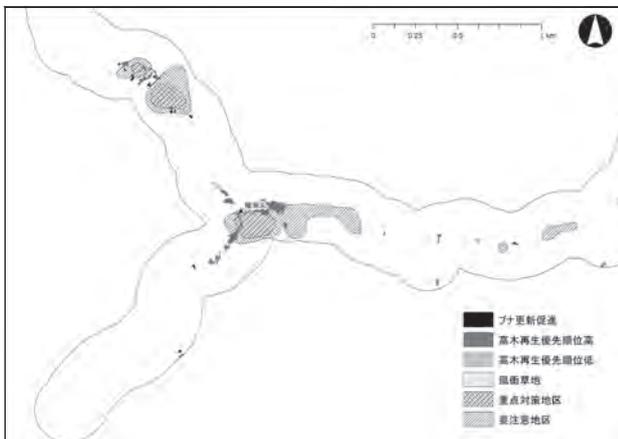


図10 再生優先地マップ（蛭ヶ岳周辺）

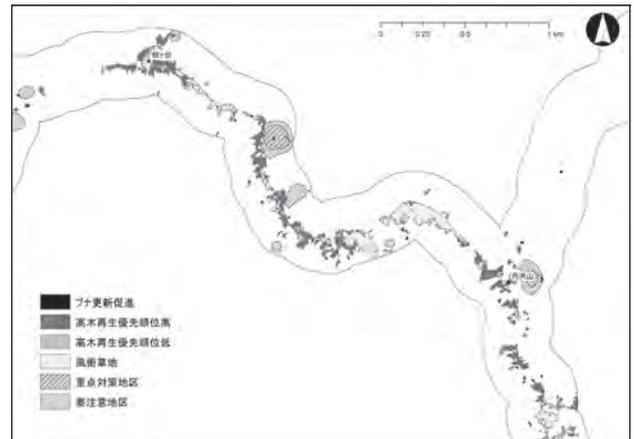


図11 再生優先地マップ（蛭ヶ岳から丹沢山）

IV 謝辞

本研究は、神奈川県自然環境保全センターの多くの皆様からご援助を戴きました。また、本稿を取りまとめるにあたり査読者の方々には有益なご指摘をいただきました。深い感謝の意を表します。

V 引用文献

- 星直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫（1997）自然林の現状とその保護，丹沢山地の自然林．丹沢山自然環境総合調査報告書．pp.175-257．神奈川県，横浜
- 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・谷脇 徹・相原敬次・山根正伸（2012）檜洞丸におけるブナハバチの大発生によるブナの衰弱枯死．神奈川県自然環境保全センター報告 9:95-104
- 酒井 敦・山川博美・清和研二（2013）森林景観において境界効果はどこまで及んでいるのか？日本生態学会誌 63:261-268.
- 田村 淳・谷脇 徹・井田忠夫・中西のりこ・吉田直哉（2012）丹沢のブナ林衰退地における天然更新の状況—再生事業地における3年後の調査から—．神奈川県自然環境保全センター報告 9:119_126
- 谷脇 徹・山根正伸・田村 淳・相原敬次・越地 正（2012）丹沢山地において大量発生したブナ

- ハバチ対策への取り組み. 神奈川県自然環境保全センター報告 9:81_89
- 山根正伸・藤澤示弘・田村 淳・内山佳美・笹川裕史・越地 正・齋藤央嗣 (2007) 丹沢山地のブナ林の現況—林分構造と衰退状況—. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財)平岡環境科学研究所) pp. 479-484.
- 山根正伸・鈴木 透 (2012) 丹沢山地におけるブナ衰退の時空間的特性. 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 13-21

丹沢山地の再生優先地マップに基づいた統合的なブナ林再生事業

谷脇 徹*・永田幸志**・西口孝雄*・田村 淳*・
鈴木 透***・山根正伸****

Integrated management of beech forests restoration utility based on a restoration priority map in the Tanzawa Mountains

Tooru TANIWAKI*, Koji NAGATA**, Takao NISHIGUCHI*, Atsushi TAMURA*
Toru SUZUKI***, and Masanobu YAMANE****

要 旨

谷脇 徹・永田幸志・西口孝雄・田村 淳・鈴木 透・山根正伸：丹沢山地の再生優先地マップに基づいた統合的なブナ林再生事業 神奈川県自環境セ報告 14：81-89, 2016 丹沢ブナ林におけるブナハバチ対策（谷脇ら 2016）と林冠ギャップ（以下、ギャップ）の閉鎖技術（田村ら 2012, 2016）が明らかとなってきたことから、これらを組み合わせたブナ林再生事業の実施方法を検討した。再生優先地マップ（鈴木ら 2016）において、大室山ではブナハバチ対策、檜洞丸ではブナハバチ対策とギャップへの対策、蛭ヶ岳～丹沢山では巨大なギャップへの対策が必要であることが分かった。ブナハバチ対策として「重点対策地区」では平常発生時の予防的防除と大発生時の緊急防除、「要注意地区」では大発生時の緊急防除を行うこととした。ギャップへの対策では柵を用いて、小ギャップの「ブナ更新促進」ではブナ等高木の天然更新による速やかなギャップ閉鎖、大ギャップの「高木再生」では低木林の形成と林縁からの高木再生により徐々にギャップ閉鎖を目指し、あわせて柵外でも後継樹の確保・育成に向けたシカ捕獲の継続・強化が望まれた。檜洞丸ではどちらの対策が欠けてもブナ林の再生が難しくなるため、とくに重点的な対策が必要な地域と考える。

キーワード：ギャップ閉鎖、ブナハバチ対策、天然更新、ブナ保全、シカ捕獲

I はじめに

丹沢のブナ林が抱える問題は、オゾン、水ストレスおよびブナハバチの複合影響によるブナの枯死や衰弱の増加、シカ過密化に伴った後継樹の更新阻害による草地・裸地の拡大、植生退行によるリターや土壌の流出、希少な動植物の地域絶滅の危機など多岐に渡る。このような実態は 2004～2005 年に実施

された丹沢大山総合調査で明らかとなり（山根ら 2007 など）、これを踏まえたブナ林の再生の目標は、丹沢大山自然再生基本構想において次のように定められた（丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会、2006）。『ブナ林は、丹沢山地のブナ林域の代表的な植生景観であり、その複雑な生態系は丹沢を特徴づける生物相を育んでいます。また、ブナを主体とする高木とササやかん木類など多様な植物から構成さ

* 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研究企画部自然再生企画課（〒 243-0121 神奈川県厚木市七沢 657）

*** 酪農学園大学農食環境学群／環境共生学類（〒 069-8501 北海道江別市文京台緑町 582）

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



写真1 植生保護柵



写真3 金網筋工



写真2 ワイルドライフレンジャー

れる森林は、水土保持の観点からも重要です。このようなことから、ブナ林域での再生目標として「鬱蒼とした健康なブナ林の再生」を掲げています。』

これを受けて神奈川県自然環境保全センターでは、植生保護柵やニホンジカ（以下、シカ）管理捕獲などの自然再生事業に取り組んでいる。植生保護柵（写真1）は、冷温帯自然林の稜線部を中心に設置が進められ、2010年3月末で総延長40km、総面積33haに達している（田村ら 2011）。その結果、柵内では林床植生の回復（田村 2007、2008、2010、2013）や希少植物の保護（田村ら 2005、2011）が確認されている。また、植生回復のための中高標高域におけるシカ捕獲数は、2003～2006年の第1次神奈川県ニホンジカ保護管理計画においては283個体、2007～2011年の第2次計画では1,562個体であり（藤森ら 2013a）、堂平などの一部地域ではシカ密度の減少傾向（藤森ら 2013b）が現れている。2012年以降はワイルドライフレンジャー（写真2）を導入し、丹沢山稜部などこれまで捕獲が行

われなかった地域で捕獲が強化されている（片瀬ら 2014）。土壌保全工についても技術開発が行われ、土壌侵食軽減効果が高く、効果発揮が早く経年により増加することが期待される金網筋工（写真3）（石川・内山 2013）を中心に設置が進められている。これら一連の対策により、林床植生の回復や水土の保全に一定の効果が挙げられている。

一方、ブナを中心とする高木の枯死・衰弱にともなうギャップ拡大は依然として進行しており（山根・鈴木 2012；鈴木・山根 2013；本特集の鈴木ら 2016）、効果的なブナ林衰退対策の実施が急務であった。そこで同センターを中心として県の研究機関や大学等との共同研究で進められたブナ林衰退機構解明プロジェクトにより、ブナハバチ対策（本特集の谷脇ら 2016b など）とブナ林再生（田村ら 2012、2016（本特集）など）のための技術開発が進められた。さらにこれら対策を重点的に実施する必要がある具体的な地点を示すための再生優先地マップも試作された（本特集の鈴木ら 2016 など）。ただし、これらを組み合わせて効果的にブナ林を再生するための事業実施方法は検討されていない。さらに、後継樹を育成するブナ林再生に加えてブナハバチ対策にも植生回復が重要と考えられ（本特集の谷脇ら 2016a、b）、すでに進められている自然再生事業を効果的に組み合わせる方法を検討する必要がある。

そこで本論文では、今あるブナを守りながらギャップを閉鎖する新たなブナ林再生技術について知見を整理し、あわせて既存の自然再生事業を組み合わせた統合的なブナ林再生技術について検討した。

II ブナ林の再生技術

1 ブナハバチ対策によるブナの保全

1990年代以降のブナ林衰退において、ブナハバチ幼虫の葉の食害によって引き起こされる樹冠全体の失葉は、衰退要因のなかで最もブナの枯死に寄与していると考えられている（本特集の谷脇ら 2016a）。特に高標高のギャップ周辺に生育するブナはオゾンと水ストレス影響を強く受けており、そのような個体がブナハバチの食害を受けて枯死している可能性が高い（本特集の谷脇ら 2016a）。したがって、現存するブナを保全し、ギャップ拡大を食い止めるためには、ブナハバチによる食害を回避・軽減することが重要になる。

このことについて、長期的には大発生を抑制する環境の再生と、短期的には食害を回避・軽減する防除対策が提案されている。

ブナハバチはブナ林の衰退が進むと、土壤の乾燥化により繭期の生存率が上昇し、地温上昇にともない羽化が早期化して産卵・食害リスクが高まっている可能性がある（本特集の谷脇ら 2016a）。したがって、長期的には植生保護柵の設置やニホンジカ捕獲を強化・継続することにより、林床植生の回復を通じて土壤環境が改善し、ブナハバチの大発生が抑制される環境が再生することが期待される（本特集の谷脇ら 2016b）。

これら取り組みの効果が発揮されるまでには時間を要すると考えられるため、短期的には食害を回避・軽減するための防除対策が求められる。防除法としては、発生予察、成虫の誘引捕獲、薬剤の樹幹注入、樹幹粘着シートによる幼虫捕獲が開発され、再生優先地マップに基づく対象地の評価・選定と効果検証モニタリングを組み合わせた効果的な防除体系が考案されている（本特集の谷脇ら 2016b）。

すなわち、ブナハバチ対策としては、再生優先地マップに基づいてブナハバチの重点対策が必要な地域を抽出し、長期的には植生回復により、ブナハバチの大発生が抑制される土壤環境の再生を目指し、その効果が発揮されるまでは防除対策によって食害を回避・軽減してギャップ拡大を食い止めることが求められる。

2 後継樹の保護・育成によるギャップ閉鎖

丹沢ブナ林では、複合要因によるブナ等高木の枯

死とシカ採食による更新阻害の相乗効果により草地・裸地化が進行している。このため、ブナ林再生には、ブナハバチ対策により現存するブナを保全するだけでは不十分であり、形成され拡大してしまったギャップにおいて後継樹を保護・育成し、森林の更新を促進することによりギャップを閉鎖する必要がある。後継樹の保護・育成にはシカ対策を継続・強化することは必須であるが、効果が出るまでには時間を要するため、植生保護柵を用いて、緊急的にシカの採食を回避することが、現状においては最も効果的な方法と考えられる。

ただしギャップに設置した柵での具体的な後継樹の発生数は不明であったことから、本特集の田村ら（2016）はギャップに設置した柵において、天然更新と植栽によるブナ林再生試験を行った。

その結果、天然更新については、小さなギャップ（開空度 17～25%）のスズタケ退行林床では、ブナ林構成樹種の更新木が多く、冷温帯森林に推移すると考えられた（本特集の田村ら 2016）。開空度については、20%以下であれば散布種子数が多く、草本層の植被率が低いため、天然更新による自然林の再生が期待できる（田村ら 2012）とする報告とほぼ一致した。

大きなギャップ（開空度 26～63%）の高茎草本林床では、ブナ林構成樹種の割合が低下し、風衝低木林の構成樹種との混交林になると考えられた（本特集の田村ら 2016）。高木の再生を目指すにあたり、まずはニシキウツギなどの風衝低木林の構成種によりギャップを修復させることが植生遷移に則った方法であることが指摘されている（本特集の田村ら 2016）。ギャップ周辺に生育するブナではオゾンや水ストレスの影響を受けやすい（本特集の谷脇ら 2016a）ため、大きなギャップではこれら衰退要因による更新木の成長阻害が懸念される。ただし、物質密度が高い樹林のほうがオゾンの減衰効果が高くなる（荒木ら 1983）ことから、風衝低木が混交することで衰退要因の影響が緩和される可能性がある。

大きなギャップ（開空度 35～48%）のミヤマクマザサ林床では更新木が少なく、風衝作用を強く受けることもあり、再生は困難であることが指摘されている（本特集の田村ら 2016）。風影響を強く受ける地点でギャップが形成され、ミヤマクマザサが繁茂すると、その後は天然更新により森林を再生させ

表1 丹沢山地のブナ林再生優先地におけるブナハバチ対策及びギャップへの対策の緊急性

再生優先地	ブナハバチへの対策		ギャップへの対策	
	ブナハバチ食害の状況	対策の緊急性	ギャップ拡大の状況	対策の緊急性
大室山	2000年代後半に増加して2010年代も激害	○	顕著な拡大はない	
檜洞丸	1990年代から2010年代まで激害が発生	○	1990年代に現れた草地・裸地がその後も拡大	○
蛭ヶ岳～丹沢山	1990年代は激害が発生したが2000年代以降はやや沈静化		1970年代からある草地周辺が衰退して広範囲のミヤマクマザサ草原を形成	○

ることができなくなる可能性を示すものであった。

植栽については、多くの樹種が5年を経過しても70%以上が生存し、樹高も緩やかに成長していた(本特集の田村ら 2016)。植栽は樹高成長の時間を短縮できる点で天然更新より有利であるものの、種数や個体数の確保には限界があり、本来の種組成を持った極相林の人工的な復元は非常に難しいなど、国立公園特別保護地区のブナ原生林への適用は問題も多い(本特集の田村ら 2016)。一方、天然更新木の少ないミヤマクマザサ林床においても植栽木の生存個体は多く、樹高が稈高を超える植栽木もあったとされる(本特集の田村ら 2016)。当面は、現在実施している植栽試験を継続してモニタリングするとともに、必要に応じて高標高の人工林の混交林化を進める際に植栽を適用し、その後の生育状況をモニタリングしながら植栽の適用方法を議論していくことになると思われる。

III 効果的なブナ林再生事業の実施方法

以上のように、今あるブナを守るためのブナハバチ対策と、ギャップ閉鎖に向けた後継樹の保護・育成のための技術開発が進み、今後の事業化に一定の目途が立ったと考える。ただし、これら技術を活用したブナ林再生事業を効果的に展開するには、対策の緊急性が高い地点を特定する必要がある。

1 再生優先地の抽出

このことについて本特集の鈴木ら(2016)は、丹沢広域の航空写真の解析により、1970年代以降の

ギャップの拡大状況と2010年代のブナハバチ大発生による食害の累積状況を明らかにし、再生対象地とブナハバチ対策地区を検討したうえで、これらを重ね合わせた再生優先地マップを試作した。この結果、再生優先地として大室山、檜洞丸、蛭ヶ岳～丹沢山の3地域が選定された(表1)。重点的に実施する必要がある対策として、大室山周辺ではブナハバチ対策、檜洞丸周辺ではブナハバチ対策とギャップへの対策、蛭ヶ岳～丹沢山では巨大なギャップへの対策が挙げられた。

対策地区は、ブナハバチ対策が「重点対策地区」と「要注意地区」、ギャップへの対策が「ブナ更新促進」、「高木再生」、「風衝草地」として区分された(表2)。以下に各地区での具体的なブナ林再生事業の実施例(表2)を述べる。

2 ブナハバチ対策

ブナハバチ対策地区は、食害の累積が特に多い「重点対策地区」とそれに準じて多い「要注意地区」が設定された(本特集の鈴木ら 2016)。ブナハバチの防除体系では、発生予察により大発生の有無を予測し、平常発生時には成虫誘引器による予防的防除を行い、大発生時には幼虫粘着シートや薬剤の樹幹注入による緊急防除を行うこととしている(本特集の谷脇ら 2016b)。食害の累積が特に多い重点対策地区は、今後の食害による枯死や衰弱のリスクが高く、幼虫の大量発生により菌の密度も上昇している可能性がある。したがって、重点対策地区においては平常時でも予防的防除を行い密度を低下させ、大発生時には重点対策地区と要注意地区の両方で緊急防除

表2 ブナ林再生の対策地区の基準と事業実施例

種類	地区	基準	事業実施例
ブナハバチ対策	重点対策地区	100mの範囲に食害木が30本以上累積 ^{※1}	・平常時の予防的防除 ・大発生時の緊急防除 ・大発生を抑制する環境の再生
	要注意地区	100mの範囲に食害木が20～29本累積 ^{※1}	・大発生時の緊急防除
ギャップへの対策	ブナ更新促進	1970年代の森林地区に形成された314m ² ^{※2} 以下の小ギャップ	・柵設置によるブナ等高木の天然更新による速やかなギャップ閉鎖 ・柵外でのシカ捕獲の継続・強化による後継樹の保護・育成
	高木再生	1970年代の森林地区に形成された314m ² ^{※2} 以上の大ギャップ	・柵設置による低木林の形成と林縁からの高木再生により徐々にギャップ閉鎖 ・柵外でのシカ捕獲の継続・強化による後継樹の保護・育成
	風衝草地	1970年代の時点ですでに草地の地点	・草地の維持により多様な植生景観とそこに依存する動植物を保全

※1 2011年と2013年の大発生時に撮影した航空写真を解析

※2 樹高を20mと仮定した場合の開空度20%の推定ギャップ面積

を行うことが考えられる。また、長期的にブナハバチが大発生しにくい環境の再生を目指すには、重点対策地区を中心として植生保護柵を設置するとともに、柵外での植生回復に向けてシカ捕獲を継続・強化する必要がある。

3 ギャップへの対策

ギャップへの対策地区は、開空度が20%以下のギャップが「ブナ更新促進」、それより大きいギャップが「高木再生」、1970年代の時点でギャップであった箇所が「風衝草地」として区分された（本特集の鈴木ら 2016）。以下に天然更新による再生方法について検討する。

(1) 小ギャップでの「ブナ更新促進」

比較的小さいギャップでは、天然更新による冷温帯森林の再生を期待できる（田村ら 2012、2016（本特集））ことから、ギャップが拡大する前に早急に対策を実施することが望まれる（本特集の鈴木ら 2016）。「ブナ更新促進」の面積（1ha）は全ギャップ面積（35ha）の4%に過ぎないが、箇所数は227個の内119個とおおよそ半数に及び（本特集の鈴木ら 2016）、対策が必要な箇所が多くあることが分かる。天然更新の基準となる開空度20%（田村ら 2012）

のギャップの大きさは樹高を20mと仮定すると314m²となる（本特集の鈴木ら 2016）。丹沢山地で設置されている植生保護柵の大きさは破損時のリスク分散の観点から1基あたり100～2,500m²程度と比較的小規模であるが、「ブナ更新促進」に区分されたギャップは大きめの植生保護柵1基で十分困える大きさである。早い段階で柵を設置し、多くのブナ等の更新木を保護・育成し、速やかなギャップ閉鎖を目指す必要がある。

(2) 大ギャップでの「高木再生」

大きいギャップでは、散布種子数が少なく、林床植被率が高くなり、ブナ等高木の再生は困難になる（田村ら 2012）。大きなギャップの高茎草本林床はブナ林の構成樹種と風衝低木林の構成樹種の混交林になると考えられている（本特集の田村ら 2016）。開空度20%以上の「高木再生」が必要な大ギャップの面積（22ha）は全ギャップ面積（35ha）の64%に及び（本特集の鈴木ら 2016）、対策が必要な面積が多くあることが分かる。そこで対策の優先順位をつけるため、林縁から一般的な広葉樹の種子散布距離である30m（酒井ら 2013）以内を優先順位「高」として抽出したところ、その面積は98%にあたる21haに及んだ（本特集の鈴木ら 2016）。この

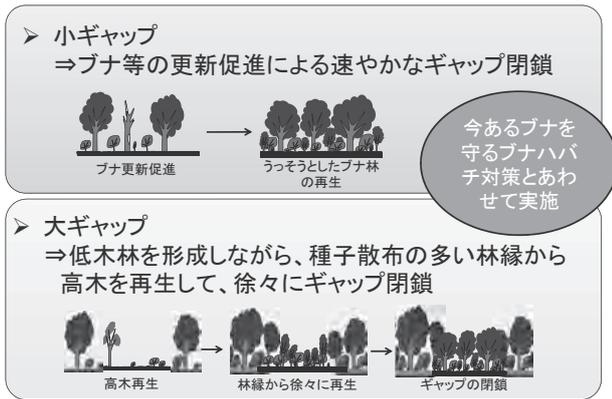


図1 ブナ林再生の方針

ことは、大部分のギャップで高木の種子が散布される可能性があり、実際に大きなギャップでもブナ林の構成樹種の更新木がみられる（本特集の田村ら 2016）ことから裏付けられる。

ただし、ギャップが拡大した地点では局所的に風やオゾンの影響が増大する（阿相ら 2007；河野ら 2007）ため、更新木の成長が阻害されることが懸念される。オゾンの減衰効果は物質密度が高い樹林で高い（荒木ら 1983）ため、ブナ等の更新木が風衝低木と混交している段階ではオゾン影響は緩和されるが、低木以上になると風やオゾン影響を直接受けるようになり、樹高成長が抑制される可能性がある。

すなわち、ギャップ面積が大きい「高木再生」では、ギャップ面積の小さい「ブナ更新促進」と比べて、ブナ林を構成する高木種の更新木が少ないうえに風やオゾンのリスクが高いため、ギャップ閉鎖には時間を要することになると考えられる。このような散布種子数や衰退要因リスクを考慮すると、植生保護柵はいきなりギャップの中心に設置するのではなく、ギャップ中心より衰退要因の影響が緩和され、散布種子数が多くなると考えられる林縁部に優先的に設置するか、林縁部からギャップ中心にかけて連続的に設置することにより、低木林を形成しながら林縁から高木を再生し、徐々にギャップ閉鎖を目指すのが現実的である。

(3) 「風衝草地」の保全

「風衝草地」は 1970 年代の時点ですでに草地の地点であり（本特集の鈴木ら 2016）、ミヤマクマザサが繁茂していることが多い。ミヤマクマザサ型林床の大きなギャップでは更新木が少なく、高木林への遷移は期待できない（本特集の田村ら 2016）が、

昔からある高標高域の植生景観の一つでもある。丹沢大山自然再生基本構想においては、高標高域（ブナ林域）の望ましい姿として『多様な植生景観やブナ林に依存する希少野生動植物が保全されるようなブナ林』が掲げられている（丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会 2006）。すなわち、昔からあるミヤマクマザサの草原環境を維持することもまた、多様な植生景観とそこに依存する動植物の保全においては重要と考える。

(4) ギャップへの対策としてのシカ捕獲

ギャップへの対策において、植生保護柵の設置は傾斜や微地形によって制限されることが多く、すべてのギャップを対象に実施することはできないだろう。このため、とくに再生優先地では、柵外でも後継樹の保護・育成を目指すため、当該地でのワイルドライフレンジャー等によるシカ捕獲の継続・強化が望まれる。加えて周辺地域からの移動も考慮し、従来の猟友会による管理捕獲を効果的に組み合わせることも必要になる。累積的な採食圧を受けた高標高自然林では暫定的な数値目標である 5 頭/km²程度まで密度を下げたとしてもすぐに目に見えて植生が回復する訳ではない（田村ら 2013）ことから、さらなる密度低下と、低密度状態の維持が必要となる。

4 ブナ林再生の方針

以上のように、効果的なブナ林再生事業の実施方法を検討した結果をまとめると図1のようになる。すなわち、再生優先地マップにより対策の緊急性が高い地点を抽出したうえで、ブナハバチ防除により食害を回避・軽減することで今あるブナを守りつつ、植生保護柵の設置とシカ捕獲の継続・強化を組み合わせることにより更新を促進してギャップを閉鎖する。このとき比較的小さいギャップではブナ等の更新促進による速やかなギャップ閉鎖を、大きいギャップでは低木林を形成しながら種子散布の多い林縁から高木を再生し、徐々にギャップ閉鎖することを、それぞれ目指すこととした。長期的には植生回復によりブナハバチが大発生しにくい環境の再生も目指している。

再生優先地としては大室山、檜洞丸、蛭ヶ岳～丹沢山の3地域が選定された（表1）が、とくに檜洞丸においてはブナハバチ対策とギャップへの対策の両方を組み合わせて実施する必要があり、どちらかが

欠けてもブナ林の再生を期待することが難しくなることから最も重点的な対策が必要な地域と考えられる。

IV おわりに

本特集の鈴木ら(2016)が作成した再生優先地マップは、ブナハバチ対策については2011年と2013年の大発生、ギャップへの対策については1970年代から2010年代にかけての森林変遷に基づいたものであるが、今後のブナハバチの大発生やギャップ拡大があった際にはそれを踏まえたマップの更新を行い、最新の対策地区を検討する必要がある。また今回はブナハバチとギャップを用いたがより精度高く衰退リスクを評価するには、他の衰退要因や植生などに関するマップを重ね合せた検討も必要になる。再生技術については、ブナ林再生事業を進めていくなかで効果検証モニタリングを行い、より効果的な技術へと改良を進めることが求められる。

V 引用文献

荒木真之・佐々木長儀・本木 茂・岡上正夫 (1983) オゾン濃度減衰に及ぼす樹林の効果. 林業試験場報告 32 : 51-87.

阿相敏明・内山佳美・山根正伸・越地 正・相原敬次 (2007) 丹沢山地のブナ着葉期におけるオゾン濃度分布. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 396-399.

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 (2013a) 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.

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 (2013b) 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.

石川芳治・内山佳美 (2013) 東丹沢堂平における土壌保全工の土壌侵食軽減効果の評価. 神奈川県自然環境保全センター報告 10 : 23-35.

片瀬英高・久保田修映・高橋聖生・羽太博樹・藤森

博英・馬場重尚 (2014) 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 12 : 35-41.

河野吉久・須藤 仁・石井 孝・相原敬次・内山佳美 (2007) 丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 383-395.

酒井 敦・山川博美・清和研二 (2013) 森林景観において境界効果はどこまで及んでいるのか?. 日本生態学会誌 63 : 261-268.

鈴木 透・谷脇 徹・山根正伸 (2016) 衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作成. 神奈川県自然環境保全センター報告 14 : 75-80. (本特集)

鈴木 透・山根正伸 (2013) 空中写真からわかるブナ林の衰退 (ブナ林の衰退—丹沢山地で起きていること—). 森林科学 67 : 6-9.

田村 淳 (2007) ニホンジカの採食圧を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除後10年間の下層植生の変化. 森林立地 49 : 103-110.

田村 淳 (2008) ニホンジカによるスズタケ退行地において植生保護柵が高木性樹木の更新に及ぼす効果. 日本森林学会誌 90 : 158-165.

田村 淳 (2010) ニホンジカの採食により退行した丹沢山地冷温帯自然林における植生保護柵の設置年の差異が多年草草本の回復に及ぼす影響. 保全生態学研究 15 : 255-264.

田村 淳 (2013) シカによりスズタケが退行したブナ林において植生保護柵の設置年の差異が林床植生の回復と樹木の更新に及ぼす影響. 日本森林学会誌 95 : 8-14.

田村 淳・入野彰夫・勝山輝男・青砥航次・奥津昌哉 (2011) ニホンジカにより退行した丹沢山地の冷温帯自然林における植生保護柵による希少植物の保護状況と出現に影響する要因の検討. 保全生態学研究 16 : 195-203.

田村 淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男 (2005) 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. 保全生態学研究 10 : 11-17.

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・谷脇 徹・井田忠夫・中西のりこ・吉田直哉 (2012) 丹沢のブナ林衰退地における天然更新の状況—再生事業地における3年後の調査から—. 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 119-126.
- 田村 淳・谷脇 徹・井田忠夫・中西のりこ・吉田直哉 (2016) 植生保護柵を用いた丹沢のブナ等冷温帯森林の再生—天然更新と植栽の試験から—. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 67-73. (本特集)
- 谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸 (2016a) 丹沢山地ブナ林の衰退要因とその複合作用. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 1-12. (本特集)
- 谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸・伴野英雄・山上 明・谷 晋 (2016b) 丹沢山地におけるブナハバチ対策. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 59-65. (本特集)
- 丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会 (2006) 丹沢大山自然再生基本構想—人も自然もいきいき「丹沢再生」—. 136pp、丹沢大山総合調査実行委員会、横浜.
- 山根正伸・相原敬次・鈴木 透・笹川裕史・原慶太郎・勝山輝男・河野吉久・山上 明 (2007) ブナ林の再生に向けた総合解析. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財)平岡環境科学研究所). 703-710.
- 山根正伸・鈴木 透 (2012) 丹沢山地におけるブナ衰退の時空間的特性. 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 13-21.

ブナ林衰退機構解明プロジェクトに関連する過去5年間の研究業績リスト (査読付き学会誌掲載論文)

丹沢山地の大気環境

- 斎藤正彦・若松伸司・岡崎友紀代・堀越信治・山根正伸・相原敬次 (2012) 数値モデルを用いた丹沢山地のオゾンの挙動解析. 大気環境学会誌 47 : 217-230.
- 斎藤正彦・若松伸司・相原敬次 (2013) 丹沢山地における樹木のオゾン取込み量の推定. 大気環境学会誌 48 : 251-259.

丹沢山地のシカと植生

- 田村 淳 (2013) シカによりスズタケが退行したブナ林において植生保護柵の設置年の差異が林床植生の回復と樹木の更新に及ぼす影響. 日本森林学会誌 95 : 8-14.
- 田村 淳 (2014) 高齢級スギ・ヒノキ人工林の林床植被の多寡が択伐後の高木性樹木稚樹の更新に及ぼす影響. 日本森林学会誌 96 : 333-341.
- Tamura A (2016) Potential of soil seed banks in the ecological restoration of overgrazed floor vegetation in a cool-temperate old-growth damp forest in eastern Japan. *Journal of Forest Research* 21: 43-56.
- 田村 淳 (2016) 丹沢山地の自然環境保全の側面から見た森林の諸問題と適正管理に向けての課題—シカの増加等から見えてくる都市近郊林の諸問題. 環境情報科学 45(2) : 52-56.

ブナハバチの生態、対策及び天敵多様性

- 谷脇 徹・渡辺恭平 (2012) 神奈川県丹沢山天王寺尾根で確認されたブナハバチの捕食寄生蜂相. 昆虫 (ニューシリーズ) 15 : 2-14.
- 谷脇 徹・山根正伸・田村淳・相原敬次・越地正・谷晋・伴野英雄・山上明 (2013) ブナハバチ雌成虫の発生とブナ展葉の同時性が被食量に及ぼす影響. 昆虫 (ニューシリーズ) 16 : 218-224.
- 谷脇 徹 (2013) 衝突板トラップの色によるブナハ

バチ成虫の誘引効果の差異. 昆虫 (ニューシリーズ) 16 : 159-165.

- 谷脇 徹 (2014) ブナハバチ成虫の生存と卵生産に及ぼす温度および食物の影響. 昆虫 (ニューシリーズ) 17 : 1-7.
- 谷脇 徹 (2014) ブナハバチ成虫で観察されたブナ樹液摂取行動. 環動昆 25 : 147-151.
- 谷脇 徹・渡辺恭平 (2014) 捕食寄生蜂2種のブナハバチ繭への寄生生態. 昆虫 (ニューシリーズ) 17 : 131-134.
- 谷脇 徹・山根正伸・伴野英雄・谷 晋・山上 明 (2014) ブナハバチの繭形成期の死亡に及ぼす土壌条件の影響. 環動昆 25 : 75-80.
- 谷脇 徹・猪野正明・鶴田英人・齋藤央嗣・相原敬次・岡田充弘 (2015) ブナ若木へのジノテフラン樹幹注入によるブナハバチの防除効果. 樹木医学研究 19 : 139-148.
- Watanabe K, Taniwaki T and Kasparyan D. (2015) *Tanzawana flavomaculata* (Hymenoptera, Ichneumonidae, Ctenopelmatinae), a new genus and species of parasitoid of *Fagineura crenativora* (Tenthredinidae, Nematinae), a serious pest of beech tree. *Zootaxa* 4040: 236-242.
- Watanabe K and Taniwaki T. (2015) Review of the Genera *Atophotrophos* Cushman, 1940, *Cladeutes*, Townes, 1969, *Hercus* Townes, 1969, and *Neliopisthus* Thomson, 1883, from Japan (Hymenoptera: Ichneumonidae: Tryphoninae). *Japanese Journal of Systematic Entomology* 21: 69-75.
- ### 丹沢山地の希少種の保全
- Koike S, Nakashita R, Naganawa K, Koyama M, Tamura A (2013) Changes in diet of a small, isolated bear population over time. *Journal of Mammalogy* 94(2) : 361-368.

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11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。

CONTENTS

Feature

Towards conservation of the beech forests on the Tanzawa Mountains: elucidation of the forest decline mechanism and development of its restoration approach

Mechanism of the beech forests decline

Tooru TANIWAKI, Keiji AIHARA, Hiroshi SAITO and Masanobu YAMANE

Factors and its interactive effects on beech forests decline in the Tanzawa Mountains - - - - - 1

Atmospheric environment around the beech forests

Naruaki OMORI, Isao KANDA, Keiji AIHARA, Hiroshi SAITO, Yukiyo OKAZAKI
and Shinji WAKAMATSU

Behavior of atmospheric ozone in the Tanzawa region of Kanagawa prefecture - - - - - 13

Mayuko TAKEDA, Takao SOGO, Ryou KITAMI and Kaoru MINOGUCHI

Annual trend of atmospheric ozone concentration and estimation of its ozone impact
on growth of beech seedlings at Inugoeji - - - - - 27

Masahiko SAITO, Hiroshi SAITO, Keiji AIHARA, Toru TANIWAKI

Effects of strong winds in the Tanzawa Mountains - - - - - 33

Beech sawfly feeding damage to the beech forests

Susumu TANI and Hideo BANNO

Damage to the Beech *Fagus crenata* caused by a Sawfly *Fagineura crenativora*
in the Tanzawa Mountains, Central Japan (2014-2015) - - - - - 37

Diagnosis of water stress in beech trees

Masafumi UEDA, Mitsuya SHIROMUKAI and Saori MIZUNO

Techniques of diagnosis of water stress in trees suitable for the declining beech
forests at mountainous regions in the Tanzawa Mountains - - - - - 41

Keiji AIHARA, Toru TANIWAKI, Hiroshi SAITO and Masashi KOSHIJI

Evaluation of water stress in Japanese beech (*Fagus crenata*) trees on measurement
of leaf water deficit in the Tanzawa Mountains - - - - - 49

Development of techniques for conservation and restoration of the beech forests

Keiji AIHARA, Tooru TANIWAKI, Hiroshi SAITO, Masashi KOSHIJI, Susumu TANI, Hideo BANNO and Akira YAMAGAMI	
Forecasting beech sawfly (<i>Fagineura crenativora</i>) larval feeding damage based on weather factors in the Tanzawa Mountains -----	53
Tooru TANIWAKI, Keiji AIHARA, Hiroshi SAITO, Masanobu YAMANE, Hideo BANNO, Akira YAMAGAMI and Susumu TANI	
Control of the beech sawfly, <i>Fagineura crenativora</i> (Hymenoptera: Tenthredinidae), in Tanzawa Mountains -----	59
Atsushi TAMURA, Tooru TANIWAKI, Tadao IDA, Noriko NAKANISHI and Naoya YOSHIDA	
Restoration of cool temperate deciduous forests inside deer-proof fences in the Tanzawa Mountains: a comparison of natural regeneration and planting seedlings-----	67

Effective utility for conservation and restoration of the beech forests

Toru SUZUKI, Toru TANIWAKI and Masanobu YAMANE	
Developing a restoration priority map for beech forest based on the risk of forest degradation -----	75
Tooru TANIWAKI, Koji NAGATA, Takao NISHIGUCHI, Atsushi TAMURA, Toru SUZUKI and Masanobu YAMANE	
Integrated management of beech forests restoration utility based on a restoration priority map in the Tanzawa Mountains -----	81

**神奈川県自然環境保全センター報告
第 14 号**

平成 28 年 11 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>