

## ニホンジカによるスズダ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 —植生保護柵設置後7年目の結果から—

田村 淳<sup>\*1</sup>

田村 淳：ニホンジカによるスズダ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—植生保護柵設置後7年目の結果から— 日林誌 90: 158~165, 2008 シカの採食圧でスズダケが退行した丹沢山地の冷温帯自然林に植生保護柵を設置して、7年後に柵内外で林床植生の種組成と高木性樹木の稚幼樹を調査し、樹木の更新に及ぼす植生保護柵の効果を検証した。林床植生全体の植被率やスズダケの植被率・桿高、稚幼樹の密度・樹高のいずれも柵内で高かった。種組成は柵内ではスズダケや高木類、低木類を中心に構成されていたのに対し、柵外では一年生草本や小型の多年生草本が多かった。稚幼樹の密度は柵内で高く、その差は6倍以上であった。ほとんどの樹種の樹高は柵内で40~60 cmの範囲にあり、シナノキやリョウブなど9樹種の一部の個体はスズダケの桿高を上回っていたが、柵外ではほとんどの樹種が10 cm程度であった。これらのことから、植生保護柵は退行したスズダケを回復させるとともに高木性樹木の稚幼樹を定着・成長させる効果をもち、シカの更新阻害地における冷温帯自然林の再生手法として有効であると結論づけた。どの樹種が後継樹になるかを見きわめ、将来的な管理方針を決定するためには、さらに長期の継続調査が必要である。  
キーワード：更新、高木性樹木、植生保護柵、スズダケ、ニホンジカ

A. Tamura: Effects of Fencing for 7 Years on the Regeneration of Tree Species after Dwarf Bamboo on the Forest Floor Has Been Diminished by Sika Deer Browsing. J. Jpn. For. Soc. 90: 158~165, 2008 Forest-floor vegetation and regeneration of tree species were investigated inside and outside a deer-proof fence that had been constructed 7 years earlier in a cool temperate deciduous forest in the Tanzawa Mountains, where dwarf bamboo (*Sasamorpha borealis*) had been browsed and diminished by sika deer. This study examined the effect of the deer-proof fence on tree species regeneration. The vegetation cover on the forest floor, cover and culm height of dwarf bamboo, and density and height of seedlings and saplings were higher inside the fence than outside the fence. Species composition consisted of dwarf bamboo, trees, and shrubs inside the fence, whereas annual herbs and short perennial herbs were found outside the fence. The density of regenerated trees was higher inside the fence than outside the fence, and the difference was more than 6-fold. The heights of almost all tree species inside the fence ranged between 40 and 60 cm, and though some tree heights for 9 tree species were higher than that of dwarf bamboo inside the fence, many trees outside the fence had heights of only about 10 cm. Based on these findings, it was concluded that the deer-proof fence facilitated the establishment and growth of tree species as well as the recovery of dwarf bamboo, and that the fence was an effective means of restoring cool temperate deciduous forest. Further monitoring is required to predict the future development of regenerating trees and to determine an optimal vegetation management plan.

**Key words:** deer-proof fence, regeneration, *Sasamorpha borealis*, sika deer, tree species

### I. はじめに

シカ等草食獣の強い採食圧は森林生態系に影響を及ぼし、樹木の更新阻害 (Frelich and Lorimer, 1985; Gill and Beardall, 2001; Rooney, 2001; Husheer *et al.*, 2003) や林床草本の減少 (Augustine and Frelich, 1997), 林床植生の退行 (Kirby, 2001; Morecroft *et al.*, 2001) などが世界各地で報告されている。日本でも太平洋側の冷温帯自然林を中心に、ニホンジカ (*Cervus nippon*, 以下シカ) の樹皮はぎによる枯損 (Akashi and Nakashizuka, 1999) や稚幼樹の更新阻害 (Takatsuki and Gorai, 1994; Nomiya *et al.*, 2003), ササ類の退行 (古林・山根, 1997), 希少種の減少 (長谷川, 2000; 南谷, 2005), 土壌の流出 (古澤ら, 2003; 石川ら,

2007) などが報告されている。

こうしたことから各地で植生保護柵が設置され、柵設置後の植生変化について研究が行われている (高槻, 2000; Nomiya *et al.*, 2003; Tsujino and Yumoto, 2004; Kumar *et al.*, 2006)。その結果、植生保護柵は樹木を成長させること (Nomiya *et al.*, 2003; Kumar *et al.*, 2006) や希少種の保護 (田村ら, 2005) に効果があることが確認されつつある。

しかしながら、ササ類を伴う森林における柵設置後の樹木の更新については定量的なデータが不足している。ササ類は樹木の更新を阻害する (Nakashizuka and Numata, 1982a; 前田, 1988) ため、ササ類がシカ等草食動物に採食されて退行することは、ササ類が密生した状態よりも樹木の実生の定着を助けていると報告されている

\* 連絡・別刷請求先 (Corresponding author) E-mail: tamura.7q1@pref.kanagawa.jp

<sup>1</sup> 神奈川県自然環境保全センター (243-0121 厚木市七沢 657)

Kanagawa Prefecture Natural Environment Conservation Center, 657 Nanasawa, Atsugi 243-0121, Japan.  
(2007年7月12日受付; 2008年1月17日受理)

(Nakashizuma and Numata, 1982b ; Takatsuki and Gorai, 1994)。しかし、植生保護柵を設置してシカの採食圧を排除するとササ類やその他の林床植生が繁茂することで樹木の更新木の定着に負の影響を及ぼすかもしれない。実際に、Ito and Hino (2004) は、大台ヶ原でミヤコザサ (*Sasa nipponica*) とシカがウラジロモミ (*Abies homolepis*) の更新に及ぼす影響について調査した結果、植生保護柵を使ってシカの採食圧を取り除いてもミヤコザサがすぐに回復して、被陰により更新を阻害するだろうと推定した。これには、ミヤコザサが毎年地上部を更新する(寺井・柴田, 2002) といったシカの採食に強い生活史特性をもっていることが関係している。したがって、ササ型林床における植生保護柵設置後の樹木の更新は、ササ類の種類やシカの採食によるササ類の反応、柵設置時点の林床植生の状態などによって異なることが予想される。

太平洋側の冷温帯自然林の代表的な林床植物であるスズダケ (*Sasamorpha borealis*) はシカの採食圧に弱い(古林・山根, 1997; 矢ヶ崎ら, 1997) ため、スズダケ退行後に植生保護柵を設置すると樹木の更新を期待できる。そこで、本研究ではシカによるスズダケ退行後に植生保護柵を設置することで、高木性樹木が更新するかを明らかにすることを目的とした。そして植生保護柵が樹木の更新に及ぼす効果について検討した。なお本論では、樹木の実生が定着・成長して樹高 2 m 程度の幼樹になるまでを更新と定義した。

## II. 調査地と方法

### 1. 調査地

調査は、神奈川県西部に位置する丹沢大山国定公園特別保護地区内のブナが優占する成熟した冷温帯自然林で行った。調査地は標高 1,300~1,330 m の範囲にあり、主要な構成樹種はブナ (*Fagus crenata*)、オオイタヤメイゲツ (*Acer shirasawanum*)、イヌシデ (*Carpinus tschonoskii*)、

イタヤカエデ (*Acer pictum*) などであり(表-1)、群落分類学ではヤマボウシ-ブナ群集 (*Corno-Fagetumocrenatae* Miyawaki, Ohba et Murase) 域に相当する(宮脇ら, 1964)。調査地は 1980 年代までは桿高 1.5 m のスズダケが密生していた(宮脇ら, 1964) が、1980 年代後半からシカの強い採食圧によってスズダケが退行した(羽山ら, 1994) 場所であり、1995 年時点でスズダケの植被率が 0~25% であったと(山根ら, 1997) 報告されている。そのため、植生の回復を目的として神奈川県の事業により 1997 年から 1 辺 40 m 四方で高さ 1.8 m の鋼製の植生保護柵が多数設置された。柵設置時点の林床の状態は植被がうすく、スズダケの枯死桿と矮小化したスズダケがまばらにある程度であった(杉谷, 私信)。

調査地域のシカ密度は、1996 年は 9.2 頭/km<sup>2</sup> (丹沢大山自然環境総合調査団シカ班, 1997)、2001 年は 30.0 頭/km<sup>2</sup> (永田ら, 2003)、2004 年は 23.1 頭/km<sup>2</sup> (永田ら, 2006) と報告されている。そのため調査地域は現在も強い採食圧がかかっている。シカの個体数が増加した要因には暖冬小雪化による山地上部での越冬可能化やササなど餌植物の偏在、鳥獣保護区であったことが関係していると考えられている(山根, 1999)。

### 2. 調査方法

1997 年に設置された植生保護柵を利用して、7 年経過した 2004 年に柵内外に 2 m × 2 m の方形区をそれぞれ 20 個設置した。柵内の調査区を柵内区、柵外を柵外区とした。2004 年の秋期に 2 m × 2 m の方形区ごとに高さ 1.5 m までの植被率、出現種の種名と被度、スズダケの最大桿高と被度を測定した。また当年生実生を含めて 5 cm 以上の高木性樹木の更新木について樹種名と樹高を記録した。対象とした高木性樹木は、佐竹ら (1989 a, b) で高木または小高木とされている樹種である。本論では、更新木の樹高が 30 cm 以下を稚樹、30 cm より大きいものを幼樹とした。

### 3. 解析方法

得られたデータから、柵内区と柵外区の平均植被率を算出した。次に出現種の常在度表を作成し、出現種が柵内区と柵外区のどちらに偏って出現したかを統計的検定により解析した。すなわち柵内区または柵外区で 5 回以上出現した種を対象として、両調査区の出現頻度が 6 以上の種では  $\chi^2$  検定を使用し、どちらかで出現頻度が 5 以下の種についてはフィッシャーの正確確率検定を用いた。さらに、柵内区と柵外区における出現種を高木類、低木類、草本類、つる類、スズダケに 5 区分し、各出現種の被度階級を百分率の中央値に換算して生活形別の相対優占度を算出した。また、柵内区と柵外区におけるスズダケの平均植被率と平均桿高を算出した。平均植被率の算出には被度階級の百分率の中央値を用いた。高木性樹木については密度と平均樹高を算出した。なお、柵内区と柵外区の植被率と、スズダケの植被率と桿高、高木性樹木の樹高の差異については有意水準を 5% として Welch の *t* 検定を用いた。

表-1. 調査地の林分構造 ( $H \geq 1.5$  m)

種名	学名	生活形	立木密度 胸高断面積合計		
			(n/ha)	(m <sup>2</sup> /ha)	(%)
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	高木	300	40.57	65.5
オオイタヤ メイゲツ	<i>Acer shirasawanum</i>	高木	40	5.49	8.9
イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	高木	20	4.54	7.3
イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i>	高木	20	2.83	4.6
アラゲアオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i>	高木	80	1.90	3.1
シナノキ	<i>Tilia japonica</i>	高木	20	1.53	2.5
ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i>	高木	20	1.39	2.2
ヤマボウシ	<i>Benthamidia japonica</i>	高木	60	0.39	0.6
アブラチャン	<i>Lindera praecox</i>	低木	220	0.36	0.6
サワシバ	<i>Carpinus cordata</i>	高木	20	0.36	0.6
ゴヨウツツジ	<i>Rhododendron quinquefolium</i>	低木	40	0.16	0.3
トウゴクミツバ ツツジ	<i>Rhododendron wadanum</i>	低木	40	0.09	0.1
枯死木			220	2.31	3.7
合計			1100	61.92	100.0

III. 結 果

1. 林床植生

植被率は柵内区で  $84.2 \pm 11.9\%$ 、柵外区で  $33.6 \pm 23.0\%$  であり (図-1)、柵内区で有意に高かった (Welch の  $t$  検定,  $p < 0.01$ )。

種組成は柵内区でスズダケ, バライチゴ (*Rubus illecebrosus*), シナノキ (*Tilia japonica*) などの出現頻度が高く, 柵外区ではアラゲアオダモ (*Fraxinus lanuginosa*) などの木本やホソエノアザミ (*Cirsium tenuipedunculatum*) などの大型草本の他に, ミヤマタニソバ (*Persicaria debilis*), クワガタソウ (*Veronica miqueliana*), ミズ (*Pilea hamaoi*), ミヤマチドメ (*Hydrocotyle yabei* var. *japonica*) などの小型草本の出現頻度が高かった (表-2)。柵内区と柵外区で出現頻度が有意に異なった種は 26 種あった。柵内区に偏って出現した種はバライチゴ, シナノキ, ミヤマチドメ (*Ligustrum tschonoskii*) など 19 種あり, 柵外区に偏って出現した種はブナやフクオウソウ (*Prenanthes acerifolia*), ミヤマタニソバ, ミズ, アシボソ (*Microstegium vimineum*), クワガタソウ, ミヤマチドメの計 7 種あった。これらのうちミヤマタニソバ, ミズ, アシボソは一年生草本である。

生活形ごとの相対優占度は柵内区と柵外区で異なり, 柵内区では低木類が 34.2% を占めて最も高く, 次いでスズダケ 28.9%, 草本類 16.6%, 高木類 12.6% という順番であった (図-2)。草本類のうち一年生草本は 0.1% と低かった。

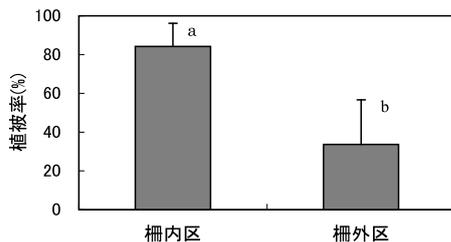


図-1. 柵内区と柵外区における植被率 (平均値 + 標準偏差)

異なったアルファベットは有意差 ( $p < 0.01$ ) があることを示す (Welch の  $t$  検定)。

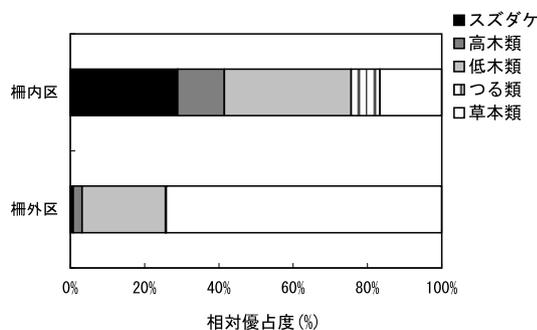


図-2. 柵内区と柵外区における生活形別の相対優占度

一方, 柵外区では草本類が 74.8% を占めて最も高く, 次いで低木類 22.4% という順番で, この 2 区分で全体の 95% を占めた (図-2)。一年生草本の相対優占度は 10.7% と, 柵内区よりも高かった。

2. スズダケ

スズダケの植被率と桿高ともに柵内区で高かった (図-3)。植被率は柵内区で  $24.6 \pm 19.1\%$ 、柵外区で  $0.3 \pm 1.1\%$  であり, 柵内区で有意に高かった (Welch の  $t$  検定,  $p <$

表-2. 柵内区と柵外区における出現種の常在度表

種名	学名	生活形	柵内区	柵外区	偏り
バライチゴ	<i>Rubus illecebrosus</i>	低木	V <sup>+2</sup>	IV <sup>+3</sup>	柵内区
シナノキ	<i>Tilia japonica</i>	高木	V <sup>+1</sup>	III <sup>+</sup>	柵内区
ミヤマイボタ	<i>Ligustrum tschonoskii</i>	低木	V <sup>+2</sup>	III <sup>+</sup>	柵内区
マタタビ	<i>Actinidia polygama</i>	つる	IV <sup>+1</sup>	III <sup>+</sup>	柵内区
イワガラミ	<i>Schizophragma hydrangeoides</i>	つる	IV <sup>+1</sup>	I <sup>+</sup>	柵内区
フタリシズカ	<i>Chloranthus serratus</i>	草本	III <sup>+1</sup>	II <sup>+1</sup>	柵内区
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>	低木	III <sup>1-3</sup>	I <sup>+1</sup>	柵内区
サラサドウダン	<i>Enkianthus campanulatus</i>	低木	III <sup>+1</sup>	I <sup>+</sup>	柵内区
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	低木	III <sup>+1</sup>	I <sup>+</sup>	柵内区
オオモミジ	<i>Acer amoenum</i>	高木	III <sup>+1</sup>		柵内区
シコクスミレ	<i>Viola shikokiana</i>	草本	III <sup>+1</sup>		柵内区
ツタウルシ	<i>Rhus ambigua</i>	つる	III <sup>+2</sup>		柵内区
マユミ	<i>Euonymus sieboldianus</i>	低木	III <sup>+1</sup>		柵内区
ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i>	高木	II <sup>+</sup>	I <sup>+</sup>	柵内区
ホソエカエデ	<i>Acer capillipes</i>	高木	II <sup>+1</sup>	I <sup>+</sup>	柵内区
コミネカエデ	<i>Acer micranthum</i>	高木	II <sup>+1</sup>	+	柵内区
ツルマサキ	<i>Euonymus fortunei</i>	つる	II <sup>+</sup>	+	柵内区
ニワトコ	<i>Sambucus racemosa</i> subsp. <i>sieboldiana</i>	低木	II <sup>+3</sup>	+	柵内区
ミヤマザクラ	<i>Prunus maximowiczii</i>	高木	II <sup>+1</sup>		柵内区
ミヤマタニソバ	<i>Persicaria debilis</i>	草本	III <sup>+</sup>	V <sup>+1</sup>	柵外区
クワガタソウ	<i>Veronica miqueliana</i>	草本	II <sup>+1</sup>	V <sup>+1</sup>	柵外区
ミズ	<i>Pilea hamaoi</i>	草本	II <sup>+</sup>	V <sup>+</sup>	柵外区
ミヤマチドメ	<i>Hydrocotyle yabei</i> var. <i>japonica</i>	草本	II <sup>+1</sup>	V <sup>+3</sup>	柵外区
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	高木	II <sup>+</sup>	IV <sup>+</sup>	柵外区
アシボソ	<i>Microstegium vimineum</i>	草本	I <sup>+</sup>	IV <sup>+3</sup>	柵外区
フクオウソウ	<i>Prenanthes acerifolia</i>	草本		II <sup>+</sup>	柵外区
スズダケ	<i>Sasamorpha borealis</i>	竹	V <sup>+4</sup>	V <sup>+1</sup>	
ホソエノアザミ	<i>Cirsium tenuipedunculatum</i>	草本	IV <sup>+3</sup>	V <sup>+5</sup>	
タニタデ	<i>Circaea erubescens</i>	草本	IV <sup>+</sup>	III <sup>+</sup>	
アラゲアオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i>	高木	III <sup>+1</sup>	V <sup>+</sup>	
イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	高木	III <sup>+1</sup>	IV <sup>+</sup>	
イヌトウバナ	<i>Clinopodium micranthum</i>	草本	III <sup>+1</sup>	IV <sup>+1</sup>	
モミジイチゴ	<i>Rubus palmatus</i>	低木	III <sup>+2</sup>	III <sup>+1</sup>	
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispida</i>	高木	III <sup>+1</sup>	II <sup>+1</sup>	
マメザクラ	<i>Prunus incisa</i>	高木	III <sup>+1</sup>	II <sup>+</sup>	
ヤマカモジグサ	<i>Brachypodium sylvaticum</i> var. <i>miserum</i>	草本	II <sup>+1</sup>	III <sup>+3</sup>	
ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i>	高木	II <sup>+</sup>	II <sup>+</sup>	
サンショウ	<i>Zanthoxylum piperitum</i>	低木	II <sup>+1</sup>	II <sup>+</sup>	
オオバノヤエムグラ	<i>Galium pseudoasprellum</i>	草本	II <sup>+</sup>	I <sup>+</sup>	
カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i>	低木	II <sup>+1</sup>	I <sup>+</sup>	
サワシバ	<i>Carpinus cordata</i>	高木	II <sup>+</sup>	I <sup>+</sup>	
タニギキョウ	<i>Peracarpa carnosa</i>	草本	II <sup>+</sup>	I <sup>+</sup>	
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	高木	II <sup>+2</sup>	I <sup>+</sup>	
ヒメノガリヤス	<i>Calamagrostis hakonensis</i>	草本	I <sup>+1</sup>	II <sup>+1</sup>	
ヘビノネゴザ	<i>Athyrium yokoscense</i>	草本	I <sup>+1</sup>	II <sup>+</sup>	
ミヤマヤブタバコ	<i>Carpesium triste</i>	草本	I <sup>+1</sup>	II <sup>+1</sup>	

以下 56 種  
ローマ数字の右肩は被度の範囲を示す。

0.01)。桿高は柵内区で68.2±18.9 cm, 柵外区で9.0±2.8 cmであり, 柵内区で有意に高かった (Welch の *t* 検定, *p* < 0.01)。

### 3. 更新木

調査区全体で27樹種の高木性樹木の更新木が出現し, 稚幼樹の樹種数, 密度ともに柵内区で上回った。柵内区では稚幼樹あわせて27樹種61,625本/ha, 柵外区では13樹種9,250本/haが出現して, 柵内区と柵外区の差は6倍以上あった (表-3)。稚樹段階の更新木は柵内区では24樹種47,375本/haが出現して, シナノキが最も多く12,750本/ha, 次いでアラゲアオダモ6,625本/ha, ブナ6,375本/ha, ウリハダカエデ (*Acer rufinerve*) 5,000本/haという順番であった。柵外区では13樹種9,000本/haが出現して, ブナが最も多く3,000本/ha, 次いでイヌシデ2,125本/ha, オオバアサガラ (*Pterostyrax hispida*) 1,000本/haという順番であった。両調査区に出現した樹種のうちオオバアサガラとヒコサンヒメシャラ (*Stewartia serrata*), ホソエカエデ (*Acer capillipes*) を除いて, 密度は柵内区で高い傾向を示した (表-3)。とくに柵内区と柵外区の密度に違いがあったのは, ウリハダカエデ, シナノキ, アラゲアオダモで, それぞれ40倍, 20倍, 13倍の隔たりであった。幼樹段階の更新木は柵内区で18樹種14,250本/haが出現して, シナノキとウリハダカエデが最も多く2,125本/ha, 次いでリョウブ (*Clethra barbinervis*) 1,500本/ha,

コミネカエデ (*Acer micranthum*) 1,375本/ha, ミヤマザクラ (*Prunus maximowiczii*) 1,125本/ha, イヌシデ1,000本/haという順番であった (表-3)。柵外区ではオオバアサガラの1樹種250本/haのみの出現であった。

更新木の樹高も柵内区で大きい傾向を示し (表-4), 稚

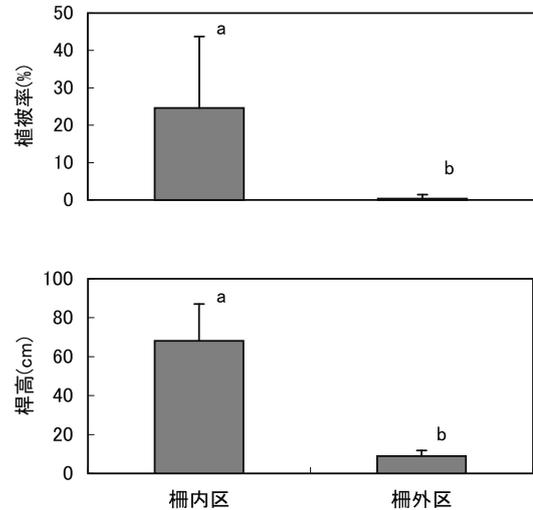


図-3. 柵内区と柵外区におけるスズダケの植被率と桿高 (平均値+標準偏差)

縦棒は標準偏差を示す。異なったアルファベットは有意差 (*p* < 0.01) があることを示す (Welch の *t* 検定)。

表-3. 柵内区と柵外区における稚幼樹の密度

種名	学名	密度 (n/ha)					
		稚樹		幼樹		合計	
		柵内区	柵外区	柵内区	柵外区	柵内区	柵外区
シナノキ	<i>Tilia japonica</i>	12750	625	2125	0	14875	625
アラゲアオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i>	6625	500	875	0	7500	500
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	6375	3000	0	0	6375	3000
ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i>	5000	125	2125	0	7125	125
イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	3625	2125	1000	0	4625	2125
ミヤマザクラ	<i>Prunus maximowiczii</i>	2250	250	1125	0	3375	250
サワシバ	<i>Carpinus cordata</i>	1875	250	750	0	2625	250
オオモミジ	<i>Acer amoenum</i>	1750	0	250	0	2000	0
コミネカエデ	<i>Acer micranthum</i>	1625	0	1375	0	3000	0
マメザクラ	<i>Prunus incisa</i>	1250	500	875	0	2125	500
ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i>	1000	0	0	0	1000	0
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispida</i>	500	1000	1000	250	1500	1250
ヤマボウシ	<i>Benthamidia japonica</i>	500	0	125	0	625	0
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	500	0	1500	0	2000	0
イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i>	375	125	0	0	375	125
ミズキ	<i>Swida controversa</i>	250	0	500	0	750	0
ミズメ	<i>Betula grossa</i>	250	125	125	0	375	125
アカシデ	<i>Carpinus laxiflora</i>	125	0	0	0	125	0
オオバノキハダ	<i>Phellodendron amurense</i> var. <i>japonicum</i>	125	0	0	0	125	0
クマシデ	<i>Carpinus japonica</i>	125	0	0	0	125	0
コシアブラ	<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	125	0	0	0	125	0
ホオノキ	<i>Magnolia hypoleuca</i>	125	0	125	0	250	0
ホソエカエデ	<i>Acer capillipes</i>	125	125	0	0	125	125
マメグミ	<i>Elaeagnus montana</i>	125	0	0	0	125	0
アズキナシ	<i>Sorbus alnifolia</i>	0	0	125	0	125	0
ニシキウツギ	<i>Weigela decora</i>	0	0	125	0	125	0
ヒコサンヒメシャラ	<i>Stewartia serrata</i>	0	250	125	0	125	250
合計		47375	9000	14250	250	61625	9250

稚樹,  $H \leq 30$  cm; 幼樹,  $30$  cm <  $H$ 。

表-4. 柵内区と柵外区における稚幼樹の樹高

種名	学名	平均高±標準偏差 (cm)				最大高 (cm)	
		稚樹		幼樹		柵内区	柵外区
		柵内区	柵外区	柵内区	柵外区		
シナノキ	<i>Tilia japonica</i>	15.3±5.9	5.8±0.8 ***	58.8±32.3		156.0	
アラゲアオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i>	15.7±6.9	5.3±0.5 ***	48.3±19.8		79.0	
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	10.2±4.0	7.3±2.3 ***				
ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i>	16.8±7.3	6.0	49.4±21.0		113.0	
イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	17.0±8.2	5.9±1.0 ***	54.4±20.1		90.0	
ミヤマザクラ	<i>Prunus maximowiczii</i>	18.9±6.1	5.5±0.7	41.9±10.7		66.0	
サワシバ	<i>Carpinus cordata</i>	21.5±8.3	5.5±0.7	37.9±9.2		55.5	
オオモミジ	<i>Acer amoenum</i>	13.1±5.3		53.0±25.5		71.0	
コミネカエデ	<i>Acer micranthum</i>	20.0±6.8		55.0±16.2		77.0	
マメザクラ	<i>Prunus incisa</i>	16.9±7.8	5.5±1.0 **	51.0±12.3		67.0	
ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i>	11.3±6.0					
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispida</i>	22.8±4.6	11.4±7.2 **	55.0±22.2	51.5±21.9	105.0	67.0
ヤマボウシ	<i>Benthamidia japonica</i>	17.9±9.3		54.0			
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	24.5±5.2		60.9±36.2		145.0	
イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i>	8.3±2.5	6.0				
ミズキ	<i>Swida controversa</i>	27.0±1.4		55.5±17.6		78.0	
ミズメ	<i>Betula grossa</i>	9.0±4.2	6.0	36.0			
アカシデ	<i>Carpinus laxiflora</i>	26.0					
オオバノキハダ	<i>Phellodendron amurense</i> var. <i>japonicum</i>	24.0					
クマシデ	<i>Carpinus japonica</i>	22.0					
コシアブラ	<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	7.0					
ホオノキ	<i>Magnolia hypoleuca</i>	26.0		62.0			
ホソエカエデ	<i>Acer capillipes</i>	17.0	9.0				
マメグミ	<i>Elaeagnus montana</i>	23.0					
アズキナシ	<i>Sorbus alnifolia</i>			62.0			
ニシキウツギ	<i>Weigela decora</i>			47.0			
ヒコサンヒメシャラ	<i>Stuartia serrata</i>		7.5±2.1	35.0			

稚樹,  $H \leq 30$  cm; 幼樹,  $30$  cm  $< H$ ; \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ .

樹段階ではシナノキやアラゲアオダモ、ブナ、イヌシデ、マメザクラ (*Prunus incisa*)、オオバアサガラの樹高は柵内区で有意に高かった (Welch の  $t$  検定,  $p < 0.01$ )。幼樹段階での平均樹高は 35.0~62.0 cm の範囲にあり (表-4)、樹種間で有意差はみられなかった (ANOVA,  $p = 0.73$ )。最大樹高が最も高かったのはシナノキで 156.0 cm あり、その他の樹種でもリョウブ、ウリハダカエデ、オオバアサガラは 100 cm を超えていた。また、スズダケの平均樹高である 68.2 cm よりも最大樹高が高い樹木は 9 種あり、上記 4 種のほかにイヌシデ、アラゲアオダモ、ミズキ (*Swida controversa*)、コミネカエデ、オオモミジ (*Acer amoenum*) が該当した。調査地の高木層優占種であるブナは柵内区でも稚樹段階のみの出現であった。両調査区に出現したオオバアサガラは柵内区と柵外区の樹高に有意差は認められなかった (Welch の  $t$  検定,  $p > 0.05$ )。

#### IV. 考 察

##### 1. 7 年経過した植生保護柵内外の林床植生の差異

シカの採食によるスズダケ退行後に植生保護柵を設置してシカの採食圧を 7 年間排除したところ、植生保護柵内外で林床植生の構造と種組成に差異が認められた。すなわち、林床全体の植生率は柵内で高く、柵外は柵内の 1/2 未満であった (図-1)。種組成は柵内で高木類、低木類などが多く生育していたのに対し、柵外ではミヤマタニソバやクワガタソウなどの小型草本が多かった (表-2)。生活形をみ

ても、柵内ではスズダケと低木類の優占度が高く、柵外では草本の優占度が高かった (図-2)。スズダケの植生率と樹高も柵内で高かった (図-3)。これらのことから、スズダケが退行した後に植生保護柵を設置すると柵内ではスズダケが回復しつつあり、高木類や低木類も量的に増加していると考えられる。その一方で、柵外ではスズダケが残存しているものの植生率も樹高も低く、また小型草本が多いなど林床植生が退行した状態が続いていると判断できる。

こうした柵内外の差異は次の要因によって生じたのであろう。すなわち、まずスズダケが退行したことで林床の光環境が好転してさまざまな生活形の種が進入するようになったこと、次にシカの採食圧を排除する植生保護柵を設置したことで、柵内では残存していたスズダケが回復するようになったこと、および木本類など他の生活形の種が定着・成長するようになったこと、その一方で柵外では常にシカの採食を受けて木本類が成長できないこと、以上の要因で柵内外の差異が生じたのであろう。しかし、柵内の林床植生の状態は、宮脇ら (1964) が報告したスズダケが密生した状態とは異なっている。今後、柵内の林床植生がどう変化していくかは不明であり、それを検討することは今後の課題である。

##### 2. 植生保護柵が樹木の更新に及ぼす影響

植生保護柵を設置して 7 年後に稚樹段階の高木性樹木の更新木は樹種数や密度、樹高ともに柵内で高い傾向を示したが、柵外でもブナやイヌシデをはじめ多くの稚樹が出現

した(表-3)。一般にスズダケが密生していると樹木の更新木は定着できない(前田, 1988; Nakashizuka, 1988)。したがって、シカがスズダケを採食して退行させたことが、樹木の定着に間接的に影響したと考えられる。このような更新木に及ぼすシカの正の影響は、Takatsuki and Gorai (1994) や Ito and Hino (2004) も述べている。その一方で、柵外で稚樹の密度と樹高が柵内よりも低かったことは、シカが更新木の定着に負の影響を及ぼしていることを示している。これには、シカが更新木の稚樹を採食するという直接的な負の影響と、シカが稚幼樹以外の林床植生を採食することで土壌流出が発生しやすくなって定着した稚幼樹の生育を妨げているという間接的な負の影響が考えられる。実際に本研究の調査地域において、石川ら(2007)は林床植生の植被率が乏しいと土壌侵食量も大きいことを明らかにしている。よって、柵外よりも柵内で樹種数や密度、樹高が高かったことは、植生保護柵がシカによる樹木稚樹の採食とその他林床植生を保護するという点で樹木の定着に効果があったことを示している。

幼樹段階の更新木の樹高は柵内で 50 cm を越える樹種が多く、シナノキやリョウブなど 9 樹種の一部の個体の樹高はスズダケ桿高よりも高かった(表-4)。一方、柵外ではオオバアサガラのみが幼樹段階に出現した(表-4)。1998年に調査地域において高木性樹木の更新木の樹高は樹種によらず 10 cm 程度であった(田村・山根, 2002)。また、本研究を実施した植生保護柵内では、設置後 3 年経過した 2000 年時点において、どの樹種も平均高が 4.9~18.6 cm で最大高はコミネカエデの 40.0 cm であった(田村・入野, 2001)。これらのことは、柵内では樹木の更新木が成長している一方で、柵外では更新木が定着してもシカの採食により 10.0 cm 程度の高さに抑えられていることを示している。上述したように柵内ではスズダケが回復するなかで低木類も生育していることから、これらに混生して高木性樹木も成長しているといえる。

柵内の更新木の樹高は 40~60 cm 程度の樹種が多かったが、高木層優占種のブナの更新木は平均樹高 10.2 cm であり、幼樹段階に達していなかった(表-4)。これにはブナのマスティングと成長特性が関与していると考えられる。調査地域ではブナの種子は 1993 年と 1996 年、2003 年が豊作年、2000 年が並作年であった(齋藤, 未発表)。ブナは種子散布の翌年に発芽し、林床の状態にもよるがほとんどの実生が光不足や菌害、昆虫・動物の食害などの要因で数年のうちに死亡する(前田, 1988; 橋詰, 1991)。植生保護柵を設置した 1997 年の秋時点で林床植生は退行しており、1993 年と 1996 年の種子由来の実生は多く発生したもののシカの採食圧が高かったため定着できずに消失し、わずかな個体が残存して生育していたのであろう。一般にブナの稚樹高は閉鎖林冠下では当年生で 10 cm 内外、2 年目でもほとんど変化はみられず、3 年目も同様と報告されている(前田, 1988)。また、年ごとに稚樹の成長は減少するという報告がある(高橋, 1989)。そのため、植生保護

柵の設置後においてブナの稚樹はスズダケや他樹種の被陰下でマスティングにあわせて消長をくりかえしていると考えられる。

柵外ではオオバアサガラのみが幼樹段階に達していた(表-4)。他樹種の樹高が 10 cm 程度と低い中でオオバアサガラのみが幼樹段階に達し、しかも柵内と同程度の樹高であったことは、オオバアサガラはシカの嗜好性の低い樹種である可能性が高い。また、オオバアサガラはシカに枝葉を採食されている(田村, 未発表)ものの、成長の早い樹種である(上田ら, 2006)ことも、オオバアサガラがシカの採食圧下で幼樹段階に成長できる要因であろう。

一般にシカの強い採食圧下で稚幼樹はある一定の高さ以上に成長できない(Takatsuki and Gorai, 1994; Nomiya *et al.*, 2003; Kumar *et al.*, 2006)。また、ササ類が繁茂していても稚幼樹は更新を妨げられる(前田, 1988; Nakashizuka, 1988)。そのため、稚幼樹が成長するには、シカの採食圧がササ類を採食して退行させるとともに樹木の成長に影響しない程度に低くなる必要があるであろう。Nomiya *et al.* (2003) は、ササ類を退行させるほどシカの密度が高くて、樹木の稚幼樹を採食するほどシカの密度が高くなければ、シカの採食は樹木の更新を促進するだろうと報告した。Ito and Hino (2005) も、シカの適度な採食はササ類の現存量を減少させ、稚樹の成長を促すだろうと報告した。しかし、いずれの報告でもシカの採食圧が強すぎて、ササの退行に伴う樹木の更新を促進する効果は認められていない。

本研究では、シカの採食圧でスズダケが退行した後に植生保護柵により採食圧を排除した結果、樹木が定着・成長していた。この結果から、樹木の更新を促進したのはスズダケが退行した後でシカの採食圧を排除するような時間差が生じたからであると考えられる。同様な例は、ブナ林における林内放牧後のブナ更新木の成立でもみられている(Nakashizuka and Numata, 1982b; 谷本, 1990)。したがって、Nomiya *et al.* (2003) や Ito and Hino (2005)、寺井・柴田(2002)が指摘したササ類の退行と更新木の定着・成長が同時におきるような適度な採食圧がなくても、こうした時間差による更新が可能であると考えられる。一方で、本研究で示されたようなシカによるササ類の退行と樹木の更新の時間差が自然状態で成立するには、シカがササ類を退行させた後にシカの密度が 0 頭/km<sup>2</sup> 程度に低下する必要があるが、そのようなシカの大規模な個体群の変動は現状では起きにくくなっている。なぜなら、現在の丹沢山地のように高標高域が鳥獣保護区でその周囲は可猟区という土地規制ではシカが鳥獣保護区に集中し、しかも近年では暖冬小雪の傾向が続いて積雪によるシカの大量死がほとんど起こらない(山根, 1999)からである。いずれにしても、シカによるササ類の退行と樹木の更新が同時におきるのか、それとも時間差が生じて起きるのかは定量的なデータが不足しており、今後検証すべき課題である。

以上のことから、植生保護柵は退行したスズダケを回復

させるとともに高木性樹木を定着・成長させる効果もち、シカの更新阻害地における冷温帯自然林の再生手法として有効であると結論づけた。現状ではシナノキやウリハダカエデ、リョウブなどがスズダケよりも高く成長しており、将来ギャップの形成があればこれらが林冠層に到達するかもしれない。高木層優占種のブナの更新木は稚樹段階に留まっており、スズダケや低木類から抜けて成長するのは不明である。正木ら(2003)が指摘するように、将来的な林相を検討するためには、さらに長期的な継続調査が必要である。その結果と目標とする林相によっては下刈りや除伐など樹木の更新補助作業が必要になる可能性がある。

本研究の一部は、神奈川県が2004年と2005年で実施した丹沢大山総合調査の成果に基づくものである。神奈川県自然環境保全センターの三橋正敏氏や、神奈川県植物誌調査会の金井和子氏、中西のりこ氏、中山博子氏、長澤展子氏、三樹和博氏、村上美奈子氏には現地調査を手伝っていただいた。調査した植生保護柵の設置を1997年に担当した杉谷祥志氏には当時の林床植生の状態をご教示いただいた。本論の取りまとめにあたっては、森林総合研究所の鈴木和次郎博士に草稿を読んで適切なお助言をいただいた。また、本論を修正するにあたり2名の匿名査読者には貴重なご指摘をいただいた。ここに記して厚くお礼申し上げる。

## 引用文献

- Akashi, N. and Nakashizuka, T. (1999) Effects of bark-stripping by sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *For. Ecol. Manage.* 113: 75-82.
- Augustine, D.J. and Frelich, L.E. (1997) Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests. *Conserv. Biol.* 12: 995-1004.
- Frelich, L.E. and Lorimer, C.G. (1985) Current and predicted long-term effects of deer browsing in hemlock forests in Michigan, USA. *Biol. Conser.* 34: 99-120.
- 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ダケの変動. *野生生物保護* 2: 195-204.
- 古澤仁美・宮西裕美・金子真司・日野輝明(2003)ニホンジカの採食によって林床植生が劣化した針広混交林でのリターおよび土壌の移動. *日林誌* 85: 318-325.
- Gill, R.M.A. and Beardall, V. (2001) The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209-218.
- 長谷川順一(2000)ニホンジカの食害による日光白根山の植生の変化. *植物地理・分類研究* 48: 47-57.
- 橋詰隼人(1991)ブナの種生態 稚樹の発生と消長. (ブナ林の自然環境と保全. 村井 宏・山谷孝一・片岡寛純・由井正敏編, ソフトサイエンス社, 東京). 61-64.
- 羽山伸一・古林賢恒・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 Jpn. Sci. Rep.* 2(1): 21-47.
- Husheer, S.H., Coomes, D.A., and Robertson, A.W. (2003) Long-term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand *Nothofagus* forests. *For. Ecol. Manage.* 181: 99-117.
- 石川芳治・白木克繁・戸田浩人・片岡史子・鈴木雅一・内山佳美(2007)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と土壌侵食量. *関東森林研究* 58: 131-132.
- Ito, H. and Hino, T. (2004) Effects of deer, mice and dwarf bamboo on the emergence, survival and growth of *Abies homolepis* (Piceaceae) seedlings. *Ecol. Res.* 19: 217-223.
- Ito, H. and Hino, T. (2005) How do deer affect tree seedlings on a dwarf bamboo-dominated forest floor? *Ecol. Res.* 20: 121-128.
- Kirby, K.J. (2001) The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219-229.
- Kumar, S., Takeda, A., and Shibata, E. (2006) Effects of 13-year fencing on browsing by sika deer on seedlings on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *J. For. Res.* 11: 337-342.
- 前田禎三(1988)ブナの更新特性と天然更新技術に関する研究. 宇都宮大学農学部学術報告特輯 46: 1-79.
- 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)東北地方の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.
- 南谷忠志(2005)南九州の新分類群の植物とその保全. *分類* 5: 67-84.
- 宮脇 昭・大場達之・村瀬信義(1964)丹沢山麓の植生. (丹沢大山学術調査報告書. 国立公園協会編, 神奈川県, 神奈川). 54-102.
- Morecroft, M.D., Taylor, M.E., Ellwood, S.A., and Quinn, S.A. (2001) Impacts of deer herbivory on ground vegetation at Wytham Woods, central England. *Forestry* 74: 251-257.
- 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.
- 永田幸志・小林俊元・山根正伸・田村 淳・栗林弘樹・瀧井暁子(2006)2004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 3: 28-36.
- Nakashizuka, T. (1988) Regeneration of beech (*Fagus crenata*) after the simultaneous death of undergrowing dwarf bamboo. *Ecol. Res.* 3: 21-35.
- Nakashizuka, T. and Numata, M. (1982a) Regeneration process of climax beech forests I. Structure of a beech forest with the undergrowth of sasa. *Jpn. J. Ecol.* 32: 57-67.
- Nakashizuka, T. and Numata, M. (1982 b) Regeneration process of climax beech forests II. Structure of a forest under the influences of grazing. *Jpn. J. Ecol.* 32: 473-482.
- Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H. and Nakashizuka, T. (2003) The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecol.* 164: 263-276.
- Rooney, T.P. (2001) Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫(1989a)日本の野生植物 木本 I. 321 pp, 平凡社, 東京.
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫(1989b)日本の野生植物 木本 II. 305 pp, 平凡社, 東京.
- 高橋教夫(1989)ブナノキ二次林における稚樹の消失と成長について. *日林東北誌* 41: 47-48.
- 高槻成紀(2000)シカがおよぼす生態的影響. *生物科学* 52: 29-36.
- Takatsuki, S. and Gorai, T. (1994) Effects of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecol. Res.* 9: 115-120.
- 田村 淳・入野彰夫(2001)丹沢山地の特別保護地区に設置された植生保護フェンス内の植生—2000年の調査結果—. 神奈川県自然環境保全センター研究報告 28: 19-27.
- 田村 淳・山根正伸(2002)丹沢山地ブナ帯のニホンジカ生息地におけるフェンス設置後5年間の林床植生の変化. 神奈川県自然環境保全センター研究報告 29: 1-6.
- 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.
- 谷本丈夫(1990)広葉樹施業の生態学. 245 pp, 創文, 東京.
- 丹沢大山自然環境総合調査団シカ班(1997)丹沢大山鳥獣保護区におけるシカの生息密度調査結果. (丹沢大山自然環境総合調査報告書別冊. (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, 神奈川県環境部, 横浜). 1-16.
- 寺井裕美・柴田昌三(2002)ミヤコザサの維持と樹木実生の更新にエゾシカの採食が与える影響. *森林研究* 74: 77-86.

- Tsujino, R. and Yumoto, T. (2004) Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecol. Res.* 19: 291-300.
- 上田敦子・石井祥子・菅原 泉・河原輝彦 (2006) シカの低嗜好性植物であるオオバアサガラの成長特性. 日林関東支論 57: 91-92.
- 矢ヶ崎朋樹・菊池美弥・原田修平・星 直斗・持田幸良・遠山三樹夫 (1997) 丹沢山地の稜線部におけるササ群落の現状. (丹沢大山自然環境総合調査報告書. 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, 神奈川県環境部, 横浜). 258-267.
- 山根正伸 (1999) 東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.
- 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: 185-193.