

研究資料 (Research record)

ハケ岳の山梨県有林に設置したヤツガタケトウヒ試験区におけるシカ被害を受けた林相の12年間の変化

勝木 俊雄^{1)*}、長池 卓男²⁾、西川 浩己²⁾、田中 智³⁾、岩本 宏二郎¹⁾

要旨

ハケ岳連峰東斜面の山梨県北杜市の県有林において、絶滅危惧種ヤツガタケトウヒの保全のため、1haの試験地を設置し、2005年と2017年に調査をおこなった。この期間中、生存幹本数が2,755本から1,248本に減少、胸高断面積合計(BA)が30.0m²から31.4m²に微増、出現樹種の分類群が37から29に減少した。ニホンジカの被害によって、幹本数と出現樹種数が減少したと考えられた。ヤツガタケトウヒは、2005年に樹皮ガードを取り付けたことで、母樹サイズの胸高直径20cm以上は42本から36本の減少にとどまった。しかし、若木サイズの胸高直径20cm未満が8本から2本に低下し、後継樹が見られないことから、自生地保全のために苗木の増殖が必要と考えられた。

キーワード：獣害、絶滅危惧種、天然更新

1. はじめに

マツ科トウヒ属のヤツガタケトウヒ(ヒメマツハダ *Picea koyamae* Shiras.)は、長野県と山梨県の一部に分布する常緑高木であり、母樹数は2,000以下と推定されている(勝木 2012)。その生育地と個体数の少なさから、国の絶滅危惧IB類に指定されている(環境省自然環境局 2017)。このため、長野県の国有林ではヤツガタケトウヒの生育地を林木遺伝資源保存林や植物群落保護林などの保護林に指定して保全対策をおこなっている(勝木・元島 2012)。山梨県の県有林においても、南アルプス山

域の北杜市白州町やハケ岳山域の北杜市大泉町などにヤツガタケトウヒが分布していることが近年確認されるようになった(勝木・清藤 1999, 勝木ら 2008, 2011, 勝木 2012)。中でも北杜市大泉町の天女山(北緯35°55'15", 東経138°23'57", 標高1,530m)の北北東およそ1.7kmにあるヤツガタケトウヒ集団は、ハケ岳東部最大の個体数が残されており、きわめて貴重だと考えられている(Fig. 1, Photo 1, 勝木ら 2011)。しかし、母樹サイズの個体はニホンジカ(*Cervus nippon* Temminck)による獣害などによって衰退しつつあることに加え、林床にまったく後継樹が

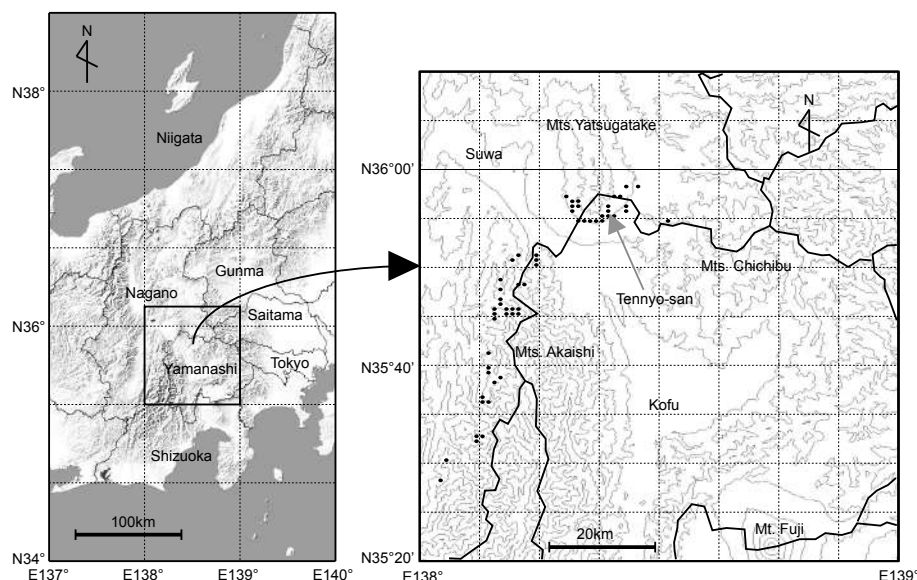


Fig. 1. ヤツガタケトウヒの確認分布地(黒点)と天女山調査地の位置

The confirmed locality of *Picea koyamae* (black dots) and the location of Tennyō-san experiment plot.

原稿受付：平成30年8月7日 原稿受理：平成30年11月14日

1) 森林総合研究所 多摩森林科学園

2) 山梨県森林総合研究所

3) 山梨県植物研究会

* 森林総合研究所 多摩森林科学園 〒193-0843 東京都八王子市廿里町 1833-81

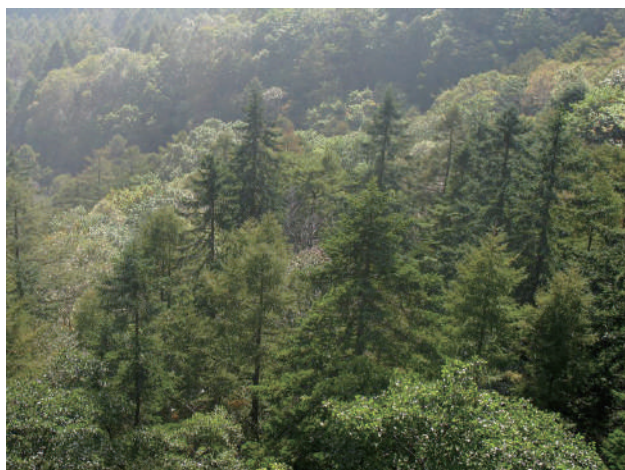


Photo 1. 天女山試験地のヤツガタケトウヒの野生集団
A wild population of *Picea koyamae* at the Tennyosan experiment plot

見られないことから、適切な保全対策を早急におこなう必要が指摘されている（勝木ら 2011）。したがって、ヤツガタケトウヒに対する適切な保全対策を進めるためには、森林の状態を正確に把握することが重要である。そこで筆者らは、2005 年にこのヤツガタケトウヒ集団のもっとも密度が高い部分に 1ha の固定試験地を設置し、シカ被害に対して樹皮ガードを取り付ける対策はおこないつつ、その後の林相の変化を調査している。本報では、設置後 12 年間の林相の変化について報告する。

2. 調査地と方法

調査をおこなった天女山試験地は、山梨県北杜市大泉町の山梨県有林 495 林班に設置された。試験地の中央部は、北緯 35° 56'08"、東経 138° 23'32"、標高 1,740m であった。試験地は、八ヶ岳連峰の権現岳（標高 2,715m）から東に伸びる尾根の中腹に位置し、南東向きの斜面となっている。一帯は八ヶ岳中信高原国定公園第 3 種特別地域に指定されている。山梨県の森林簿によると、495 林班は 1968 年にカラマツ (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière) を 2,300 本 ha⁻¹ の密度で植林したことが記録されているが、それ以前の林分状況は明らかではない。周囲では明治時代以降に山火事や盗伐が多かったと伝えられており、サイズ構造から見て、自生のヤツガタケトウヒ等の若齢木が点在していた疎林状の林分にはカラマツが植栽されたものと推測される。この林分は 2005 年に山梨県有林の試験林として指定され、現状が維持されることとなっている。試験地のおよそ 500m 東側には山梨県子牛育成協会が管理する山梨県立八ヶ岳牧場の草地が広がっている。

ヤツガタケトウヒは、胸高直径 20cm 以上が母樹サイズと考えられている（勝木 2012）。試験地を含むおよそ 1km² の範囲内には、母樹サイズのヤツガタケトウヒが 2005 年に 74 個体確認された。また、同じトウヒ属のトウヒ (*Picea jezoensis* (Siebold et Zucc.) Carrière var. *hondoensis* (Mayr) Rehder)、イラモミ (*P. alcoquiana* (Veitch ex

Lindl.) Carrière)、ヒメバラモミ (*P. maximowiczii* Regel ex Carrière) も混在していた。これらトウヒ類については、



Photo 2. 天女山試験地に隣接する八ヶ岳牧場でみられたニホンジカの群
A population of *Cervus nippon* seen at the Yatsugatake Farm



Photo 3. ニホンジカに被害を受けたヤツガタケトウヒの幹
A stem of *Picea koyamae* damaged by *Cervus nippon*



Photo 4. ヤツガタケトウヒに取り付けた樹皮ガード
The bark guard attached for the trunk of *Picea koyamae*

2005年の段階で多くの幹にニホンジカ (Photo 2) による剥皮被害が確認された (Photo 3)。そこで、シカ被害から樹皮を保護するため、樹皮ガード (東工コーセン ザバーン® 製) や金網などを幹に取り付けた (Photo 4)。

林床の大部分は高さ 1m ほどのクマイザサ (*Sasa senanensis* (Franch. et Sav.) Rehder) によって覆われており、木本類の稚樹はわずかであった (Photo 5)。ヤツガタケトウヒの稚樹・若木は確認できなかったが、年によっては実生が発芽しており (Photo 6)、クマイザサを刈り払うことで実生が定着する可能性が高くなることが示されている (勝木ら 2011)。

木本個体の調査は、水平距離 100 × 100m の試験区を 10 × 10m のコードラートに区分し、コードラート毎におこなった。2005 年に樹高 1.3m 以上の木本個体 (除く藤本類) について、株毎にラベルを取り付け、樹種を記録し、胸高直径、コードラート内の位置を測定した。またシカ被害の影響を確認するため、株毎にシカ被害の有無について記録した。さらに樹皮などから樹種が判断出



Photo 5. 天女山試験地の林床を覆うクマイザサ
Sasa senanensis covered with the forest floor in the Tennyō-san experiment plot



Photo 6. 天女山試験地でみられたヤツガタケトウヒの実生
A seedling of *Picea koyamae* seen in the Tennyō-san experiment plot

来る枯死株についても、樹種を記録し、胸高直径を測定した。複数幹からなる株の場合、樹高 1.3m 以上の生存幹の胸高直径をすべて測定し、そのうち 1 本の幹にラベルを取り付けた。12 年後の 2017 年に、コードラート内の位置とラベルを参考に、2005 年データと対応させ、幹毎に生死を確認した。生存幹については、胸高直径を測定してラベルを取り付け、シカ被害があれば記録した。枯死幹については、立ち枯れた状態であればラベルを取り付けた。なお、2005 年データと対応しない幹は新規として取り扱った。

2005 年と 2017 年の木本個体のデータは、まず樹種ごとに生存幹の本数と胸高断面積合計 (BA) を集計し、林分全体および樹種毎の 12 年間の変化について検討した。さらに、保全対象となるヤツガタケトウヒについては、状態 (健全幹・被害幹・枯死幹) を区分した胸高直径階分布を比較し、より詳細に 12 年間の変化について検討した。また、シカ被害の影響について検討するため、試験地全体で状態を区分した幹本数と BA の変化について比較するとともに、主要な樹種の枯死率 (MR (%): Mortality rate, 2005-2017 年間の枯死幹本数 / 2005 年の生存幹本数 × 100)、2005 年と 2017 年の立枯幹率 (SR (%): standing dead stem rate, 各年の立枯幹 BA / 生存幹 BA × 100)、シカ被害率 (DR (%): Damaged rate, 各年のシカ被害幹 BA / 生存幹 BA × 100) を求め、比較した。各樹種の MR については、全体での比率との有意差があるのかカイ二乗検定によって検定した。なお、樹種の和名および学名は『改訂新版 日本の野生植物』(大橋ら 2015 など) にしたがった。

3. 結果と考察

調査の結果、天女山試験地における木本について、全体の幹本数は 2005 年の 2,755 本から 2017 年の 1,248 本と 55% 減少した一方、BA は 2005 年の 30.0m² から 2017 年の 31.4m² と 5% 増加した (Table 1, Fig. 2)。なお、2005 年データとの対応がなく新規とした幹は 48 本で BA が 0.3m² と、いずれも 5% 以下の増加であった。これらの多くは 2005 年に未測定であったと考えられるカラマツであった。出現した樹種について、2005 年は 37 分類群 (36 種・1 雑種) が確認されたが、2017 年にはアズキナシ (*Aria alnifolia* (Siebold et Zucc.) Decne.) やミズメ (*Betula grossa* Siebold et Zucc.) など 8 分類群が消失し 29 分類群となった (Table 1)。なお、カラマツは試験地周囲に自生個体も見られるものの、試験地内の個体はすべて植栽、その他の樹種はすべて自生と考えられた。2005 年に幹本数が上位となった樹種は、トウゴクミツバツツジ (*Rhododendron wadanum* Makino)、サラサドウダン (*Enkianthus campanulatus* (Miq.) G. Nicholson var. *campanulatus*)、カラマツ、ミヤマアオダモ (*Fraxinus apertisquamifera* H. Hara)、ヤハズハンノキ (*Alnus matsumurae* Callier) であったが、このうちトウゴクミツバツツジとサラサドウダンは 2017

Tabel 1. 天女山試験地 (1ha) における樹高 1.3m 以上の木本の樹種毎の 2005 年と 2017 年の幹本数 (SN[†]: Stem number) と胸高断面面積合計 (BA^{††}: Basal area)
Stem number (SN[†]) and basal area (BA^{††}) of each woody taxon over 1.3 m height at the Tennyō-san experiment plot (1 ha) in 2005 and 2017

Japanese name	Scientific name	SN [†] (Num. ha ⁻¹)		BA ^{††} (cm ² ha ⁻¹)	
		2005	2017	2005	2017
ベニバナノツクバネウツギ	<i>Abelia spathulata</i> Siebold et Zucc. var. <i>sanguinea</i> Makino	47	7	153	59
ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i> Siebold et Zucc.	17	4	4,608	1,527
ハウチワカエデ	<i>Acer japonicum</i> Thunb.	2	2	72	236
エンコウカエデ	<i>Acer pictum</i> Thunb. subsp. <i>dissectum</i> (Wesm.) H. Ohashi	1	1	1,007	1,410
ヤハズハンノキ	<i>Alnus matsumurae</i> Callier	79	67	29,220	30,640
アズキナシ	<i>Aria alnifolia</i> (Siebold et Zucc.) Decne.	1	-	25	-
ウラジロノキ	<i>Aria japonica</i> Decne.	42	37	8,580	12,953
ヒロハヘビノボラズ	<i>Berberis amurensis</i> Rupr.	17	13	362	348
ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i> Cham. var. <i>ermanii</i>	19	17	8,299	10,599
ミズメ	<i>Betula grossa</i> Siebold et Zucc.	1	-	19	-
マメザクラ	<i>Cerasus incisa</i> (Thunb.) Loisel. var. <i>incisa</i>	1	-	43	-
ミヤマザクラ	<i>Cerasus maximowiczii</i> (Rupr.) Kom.	31	21	8,049	6,781
タカネザクラ	<i>Cerasus nipponica</i> (Matsum.) Masam. et Suzuki var. <i>nipponica</i>	9	2	3,018	32
ヤツガタケザクラ	<i>Cerasus</i> × <i>miyasakana</i> (H. Kubota) H. Ohba	1	1	24	39
サワラ	<i>Chamaecyparis pisifera</i> (Siebold et Zucc.) Endl.	1	-	17	-
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i> Siebold et Zucc.	10	5	337	230
ツノハシバミ	<i>Corylus sieboldiana</i> Blume var. <i>sieboldiana</i>	9	-	174	-
ツクバグミ	<i>Elaeagnus montana</i> Makino var. <i>ovata</i> (Maxim.) Araki	9	5	50	71
サラサドウダン	<i>Enkianthus campanulatus</i> (Miq.) G. Nicholson var. <i>campanulatus</i>	454	44	21,458	1,207
ミヤマアオダモ	<i>Fraxinus apertisquamifera</i> H. Hara	169	134	4,669	6,668
ケアオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i> Koidz. f. <i>lanuginosa</i>	12	8	320	533
アオハダ	<i>Ilex macropoda</i> Miq.	1	1	44	93
カラマツ	<i>Larix kaempferi</i> (Lamb.) Carrière	279	252	131,411	173,292
ミヤマイボタ	<i>Ligustrum tschonoskii</i> Decne. var. <i>tschonoskii</i>	24	2	319	37
ズミ	<i>Malus toringo</i> (Siebold) Siebold ex de Vriese	9	7	1,111	1,474
バイカウツギ	<i>Philadelphus satsumi</i> Siebold ex Lindl. et Paxton	1	-	11	-
イラモミ	<i>Picea alcoquiana</i> (Veitch ex Lindl.) Carrière	2	1	15	22
トウヒ	<i>Picea jezoensis</i> (Siebold et Zucc.) Carrière var. <i>hondoensis</i> (Mayr) Rehder	1	1	1,578	2,454
ヤツガタケトウヒ	<i>Picea koyamae</i> Shiras.	51	39	47,627	44,763
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Siebold et Zucc.	5	3	1,753	1,630
アオナシ	<i>Pyrus ussuriensis</i> Maxim. var. <i>hondoensis</i> (Nakai et Kikuchi) Rehder	1	-	38	-
ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> Blume var. <i>crispula</i>	11	4	5,347	2,527
トウゴクミツバツツジ	<i>Rhododendron wadanum</i> Makino	1,356	536	9,798	6,160
ナナカマド	<i>Sorbus commixta</i> Hedl. var. <i>commixta</i>	12	4	842	280
サワフタギ	<i>Symplocos sawafutagi</i> Nagam.	1	-	9	-
コメツガ	<i>Tsuga diversifolia</i> (Maxim.) Mast.	45	24	9,326	7,551
ニシキウツギ	<i>Weigela decora</i> (Nakai) Nakai var. <i>decora</i>	24	6	666	206
total		2,755	1,248	300,394	313,821

年に 60% と 90% と大きく減少した。一方、2005 年に BA が上位であった樹種は、カラムツ、ヤツガタケトウヒ、ヤハズハンノキ、サラサドウダン、トウゴクミツバツツジ、コメツガ (*Tsuga diversifolia* (Maxim.) Mast.)、ウラジロノキ (*Aria japonica* Decne.)、ダケカンバ (*Betula ermanii* Cham. var. *ermanii*) であった。幹本数が大きく減少したサラサドウダンとトウゴクミツバツツジは BA も減少した

が、幹本数の減少が少なかったカラムツとヤハズハンノキ、ウラジロノキ、ダケカンバは BA が増加した。

試験区内全体のシカ被害の状態を BA から見ると、健全幹が 2005 年の 13.1m² から 2017 年の 16.0m² に増加し、被害幹が 2005 年の 16.9m² から 2017 年の 15.4m² に減少し、健全化しているようにも見えた (Fig. 3)。しかし、幹本数で見ると、健全幹は 1,774 本から 712 本に 60% も減少

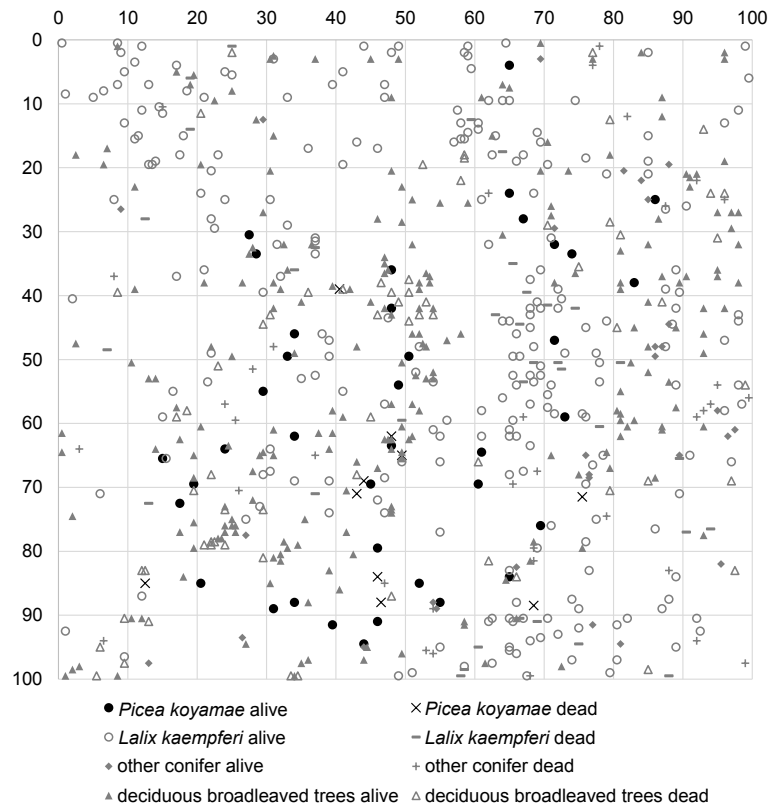


Fig. 2. 天女山試験地におけるヤツガタケトウヒとカラムツ、その他針葉樹、落葉広葉樹の 2017 年の生存個体と 2005-2017 年間の枯死個体の位置

Alive tree in 2017 and dead tree between 2005 and 2017 of *Picea koyamae*, *Lailix kaempferi*, other conifers and deciduous broadleaved trees at the Tenny-san experiment plot (1 ha) .

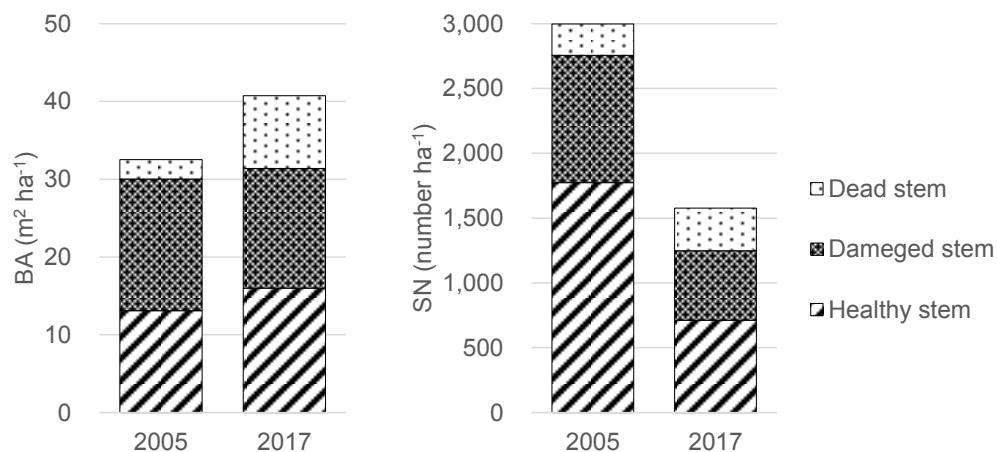


Fig. 3. 天女山試験地における 2005 年と 2017 年の木本の状態毎の胸高断面積と幹本数

Basal area (BA) and stem number (SN) of stem for each condition at the Tenny-san experiment plot (1 ha) in 2005 and 2017

Table 2. 天女山試験地における主要な樹種の枯死率 (MR[†]: Mortality rate, 2017 年の枯死幹本数 / 2005 年の生存幹本数) と 2005 年と 2017 年の立枯幹率 (SR^{††}: standing dead stem rate, 各年の立枯幹 BA / 生存幹 BA) とシカによる被害率 (DR^{†††}: Damaged rate, 各年のシカ被害幹 BA / 生存幹 BA) MR の数字に付した + 記号は有意 ($p < 0.05$) に枯死率に差があることを示す
Mortality rate (MR[†]: dead stem number in 2017 / alive stem number in 2005), standing dead stem rate (SR^{††}: BA of standing dead stem / BA of alive stem) and damaged rate by deer (DR^{†††}: BA of damaged stem / BA of living stem) in 2005 and 2017 of principal woody taxa at the Tenny-san experiment plot (1 ha) +- symbols indicate significant ($p < 0.05$) difference in MR

Japanese name	Scientific name	MR [†]	SR ^{††}		DR ^{†††}	
			2005	2017	2005	2017
サラサドウダン	<i>Enkianthus campanulatus</i> var. <i>campanulatus</i>	0.94 ⁺	0.35	23.38	0.77	0.44
ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i>	0.76	1.49	6.86	0.82	0.16
ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> var. <i>crispula</i>	0.64	0.41	2.18	0.30	0.81
トウゴクミツバツツジ	<i>Rhododendron wadanum</i>	0.61 ⁺	0.00	0.93	0.11	0.27
コメツガ	<i>Tsuga diversifolia</i>	0.47	0.08	0.65	0.64	0.82
ミヤマザクラ	<i>Cerasus maximowiczii</i>	0.39	0.26	0.80	0.78	0.46
ミヤマアオダモ	<i>Fraxinus apertisquamifera</i>	0.25 ⁻	0.01	0.10	0.69	0.64
ヤツガタケトウヒ	<i>Picea koyamae</i>	0.24 ⁻	0.03	0.25	0.75	0.17
ヤハズハンノキ	<i>Alnus matsumurae</i>	0.15 ⁻	0.01	0.14	0.39	0.23
カラマツ	<i>Larix kaempferi</i>	0.13 ⁻	0.03	0.05	0.56	0.64
ウラジロノキ	<i>Aria japonica</i>	0.12 ⁻	0.00	0.07	0.17	0.29
ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i> var. <i>ermanii</i>	0.11 ⁻	0.00	0.06	0.03	0.00
total		0.56	0.08	0.30	0.56	0.49

しており、よりシカ被害が深刻化していると考えられた。なお、試験地周辺ではツキノワグマ (*Ursus thibetanus* G) やカモシカ (*Capricornis crispus* (Temminck)) も観察されるが、試験地内の木本個体への被害痕からこれらの動物のものとは確認できず、いずれもニホンジカによる被害と考えられた。主要な樹種の MR と SR、DR を比較すると (Table 2)、MR が 70% を超えるサラサドウダンやウラジロモミ (*Abies homolepis* Siebold et Zucc.) などは 30% を超える高い SR が 2005 年から 2017 年でさらに上昇した一方、DR は 2005 年から 2017 年で減少していた。長野県のニホンジカの被害は 1990 年代頃から深刻化したと指摘されており (小山ら 2010)、当試験地の被害も同時期から深刻化したと考えられた。そのため、サラサドウダンなどが選択的にニホンジカによる被害を早くから受け、枯死が進行し、被害を受けにくい樹種の幹のみが生き残ったと考えられた。トウゴクミツバツツジやコメツガなどは、50% 前後の高い MR であるが、2005 年の SR は 10% 以下と低く、2017 年に SR と DR が上昇していた。これらは、サラサドウダンなどよりやや遅れてニホンジカによる被害を受け、枯死が進行しつつあると考えられた。カラマツやウラジロノキなどは、MR が 13% 以下と低く、SR も 7% 以下であった。これらはニホンジカによる被害を受けても、枯死にいたる割合が低いと考えられた。例えばカラマツの DR は 2005 年が 56%、2017 年は 64% と比較的高い値であるが、MR は 13% と全体平均より有意 ($p < 0.05$) に低く、小山ら (2010) のカラマツは被害を受

けても枯れないとの指摘と同じ傾向を示した。このように樹種によってシカ被害の影響は大きく異なり、今後もシカ被害が継続すると、被害を受けて枯死しやすい樹種は消失し、被害を受けても枯死しない樹種だけからなる樹種構成に変化すると予想された。ただし、カラマツの MR でもすでに 10% を超えており、こうした枯れにくい樹種も次第に減少することが危惧された。

低木類や一部の高木類の枯死要因については、森林の発達にともなう密度効果による枯死も検討されなければならない。しかし、2017 年の高木類の密度は、カラマツが 252 本 ha⁻¹、ヤハズハンノキが 67 本 ha⁻¹ などの程度で、林床に直接日光があたるギャップも多く存在していた。林床は高さおよそ 1m のクマイザサがほぼ全体を覆っており、被陰による枯死はほとんどなかったと考えられた。

2005 年のヤツガタケトウヒは、試験地内で 50 本が確認された (Fig. 4)。このうち母樹サイズと考えられる胸高直径 20cm 以上の幹は 42 本であった。胸高直径の最大値は 71.7cm で、20 ~ 40cm の幹が 30 本と最も多いひと山型の直径階分布を示した。また、これらのうちの 76% にあたる 39 本はシカ被害が確認されたほか、すでに枯死していた幹も 4 本あった。一方、2017 年は、24% にあたる 12 本が枯死し、生きている幹は 38 本となった。最大は胸高直径 82.3cm で、2005 年と同様に 20 ~ 40cm の幹が 25 本と最も多いひと山型の直径階分布を示した。また、樹高 1.3m 以上に成長して新規に加わった幹は確認されな

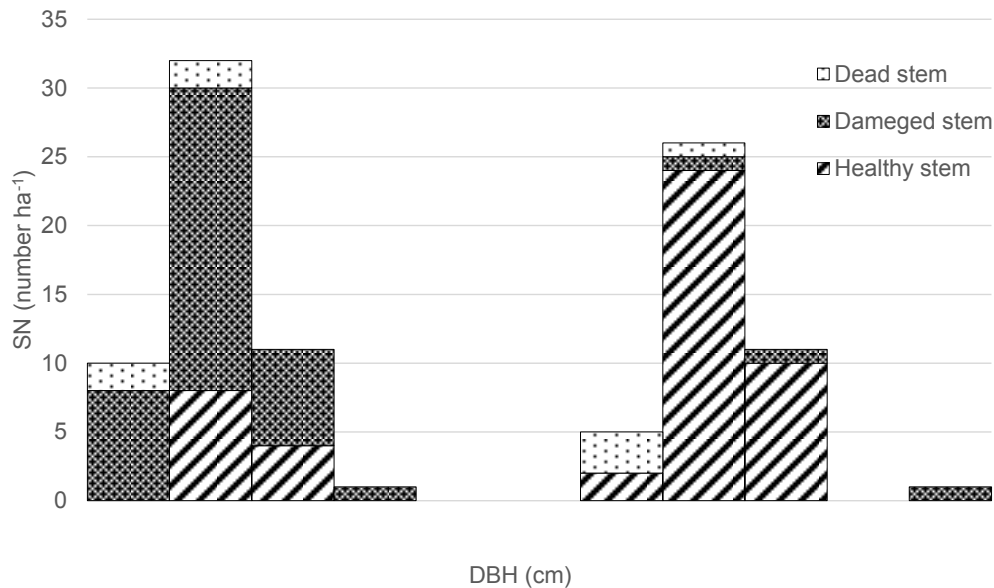


Fig. 4. 天女山試験地における 2005 年と 2017 年のヤツガタケトウヒの状態毎（健全・シカ害・枯死）の胸高直径階別幹本数

The diameter class number by stem state (healthy, damaged and dead) of *Picea koyamae* at Tennyō-san experiment plot (1 ha) in 2005 and 2017

かったことに加え、2005 年に胸高直径 20cm 未満であった幹 8 本は、2017 年に 6 本が枯死、2 本がそのまま 20cm 未満に留まっていた。樹高 1.3m 未満の実生・若木サイズの個体についても、クマイザサによる被陰によって成長できないと考えられている（勝木ら 2011）。この結果、今後も新しく母樹サイズとなる新たな個体が加入する期待は持てないと考えられた。一方、母樹サイズの胸高直径 20cm 以上の幹は 2005 年の 42 本が 2017 に 36 本に減少した。この間 1 年に 1.3% の減少率となり、30 年後の 2047 年にはさらに 8 本減少することが予想された。なお、2017 年に 2005 年以降の新たなシカ被害幹は 4 本しか確認されておらず、被害が確認された幹はいずれも樹皮ガードが外れていた。樹皮ガードをつけた幹への新たな被害は確認されなかったことから、樹皮ガードによるシカ被害防止効果が認められた。また、母樹サイズで枯死した 6 本のうち、5 本は台風が原因と考えられる根返りによって枯死していた。したがって、これら母樹サイズの個体の枯死は、シカ被害および台風などの突発的な被害によって生じたと考えられた。

4. まとめ

天女山試験地の 2017 年における幹密度 1,248 本 ha⁻¹、BA 31.4m² ha⁻¹ は、同じ八ヶ岳の西岳国有林のヤツガタケトウヒの林木遺伝資源保存林における 933 本 ha⁻¹、BA 38.2m² ha⁻¹（勝木ら 2015）と比較すると、より若い発達段階にある数字を示している。西岳国有林のヤツガタケトウヒは 1880 年頃に一斉更新したと考えられており、2014 年の平均胸高直径は 49cm となっている。立地条件が異なるので単純な比較はできないが、天女山試験地のヤツ

ガタケトウヒはさらに若く、通常であれば今後もさらなる成長が見込まれると考えられる。

ただし、天女山試験地では現在ニホンジカによる深刻な被害が進行しており、林分の樹種構成も大きく変化しつつある。Nanami *et al.* (1999) や釜田ら (2008)、石田ら (2010)、阪口ら (2012) で示されているように、このまま放置するとシカの被害を受けにくい樹種が優占する森林、あるいはササ原、草地へ変化することが予想される。幸いなことに、2005 年ごろから山梨県などによってヤツガタケトウヒの樹皮の保護がおこなわれたことで、ヤツガタケトウヒの急激な枯死・消失の恐れは低下した。ただし、後継樹が存在せず、クマイザサが林床を覆っていることから今後の天然更新も期待できない状況であり（Photo 5）、将来のヤツガタケトウヒ集団の消失の恐れはきわめて高いと考えられる。八ヶ岳地域のヤツガタケトウヒは小集団化したことによって、集団毎に遺伝的な違いが大きいたことが示されている（Katsuki *et al.* 2011）。したがって、天女山のヤツガタケトウヒの集団もきわめて貴重な集団と考えられ、現地での野生集団の保全が望まれる。

ニホンジカの被害に対しては、防護柵などによって侵入を制限することで、一定の植生の回復が期待できる（田村ら 2015）。しかし、ササ林床の影響で天然更新がまったく期待できない現況では（Photo 5）、人為的な増殖・植栽も検討しなければならないだろう。ヤツガタケトウヒは組織培養による増殖も可能であることが示されているが（丸山ら 2011）、樹上から採取した球果由来の種子、あるいは地表で発芽した実生を用いれば、比較的安価に苗木を増殖することが可能である。そしてシカ被害対策をおこなった苗木を植栽することで、集団を維持する事業

は、充分に実現可能な計画と考えられる。隣接する牧場の影響は定かではないが、試験地周辺は、山梨県内でもシカ密度が最も高い地域の一つであるため、山梨県や北杜市による管理捕獲が実施されているが、未だ高い密度が維持されている（山梨県 2017）。天女山のヤツガタケトウヒ集団に対して、まだ総合的な保全対策は実施されていないため、今後は積極的に検討して進めることに期待したい。

最後に、本調査にあたり協力して頂いた山梨県森林環境部県有林課・みどり自然課、山梨県中北林務環境事務所、山梨県子牛育成協会、森林総合研究所多摩森林科学園の別所康次氏・大中みちる氏、山梨県北杜市の高橋正和氏・堀田文昭氏・久保氏・佐藤美代氏・佐藤英道氏、その他多くの関係した皆様に感謝いたします。

引用文献

- 石田 弘明・黒田 有寿茂・橋本 佳延・澤田 佳宏・江間 薫・服部 保 (2010) ニホンジカが暖温帯夏緑二次林の種多様性と種組成に与える影響. 保全生態学研究, 15, 219-229.
- 釜田 淳志・安藤 正規・柴田 勲 (2008) 樹種選択性、選好性樹木の分布および土地利用頻度からみた大台ヶ原におけるニホンジカによる樹木剥皮の発生. 日本森林学会誌, 90, 174-181.
- 勝木 俊雄 (2012) 本州産希少トウヒ属樹木の保全に関する研究. 東京大学大学院農学生命科学研究科学学位論文, 120pp.
- 勝木 俊雄・明石 浩司・田中 智・岩本 宏二郎・田中 信行 (2008) 気候要因と地質要因を用いたヤツガタケトウヒとヒメバラモミの現在の分布域の推定. 森林立地, 50, 25-34.
- 勝木 俊雄・岩本 宏二郎・山本 武郎 (2015) 林木遺伝資源保存林のヤツガタケトウヒ集団は持続可能か?. 関東森林研究, 66, 17-20.
- 勝木 俊雄・元島 清人 (2012) 希少種ヤツガタケトウヒとヒメバラモミの保全活動とその評価. 関東森林研究, 63 (2), 77-80.
- 勝木 俊雄・清藤 城宏 (1999) 山梨県白州町におけるヤツガタケトウヒとヒメバラモミの集団の実態. 日本林学会関東支部大会発表論文集, 50, 69-70.
- Katsuki, T., Shimada, K. and Yoshimaru, H. (2011) Process to extinction and genetic structure of a threatened Japanese conifer species, *Picea koyamae*. Journal of Forest Research, 16, 292-301.
- 勝木 俊雄・田中 智・岩本 宏二郎・大中 みちる・長池 卓男・西川 浩己 (2011) ハケ岳の山梨県有林におけるヤツガタケトウヒの実生発芽と更新阻害要因. 関東森林研究, 62, 123-126.
- 環境省自然環境局 (2017) “環境省レッドリスト 2017 の公表について”, <http://www.env.go.jp/press/103881.html>, (参照 2017-07-10).
- 小山 泰弘・岡田 充弘・山内 仁人 (2010) ニホンジカの食害による森林被害の実態と防除技術の開発. 長野県林業総合センター研究報告, 24, 1-24.
- 丸山 エミリオ毅・細井 佳久・勝木 俊雄 (2011) 不定胚形成によるヤツガタケトウヒの個体再生. 関東森林研究, 62, 127-130.
- Nanami, S., Kawaguchi, H. and Yamakura, T. (1999) Dioecy-induced spatial patterns of two codominant tree species, *Podocarpus nagi* and *Neolitsea aciculata*. Journal of Ecology, 87, 678-687.
- 大橋 広好・門田 裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉 浩司 編 (2015) 改訂新版 日本の野生植物 1. 平凡社, 392pp.
- 阪口 翔太・藤木 大介・井上 みずき・山崎 理正・福島 慶太郎・高柳 敦 (2012) 日本海側冷温帯性針広混交林におけるニホンジカの植物嗜好性. 森林研究, 78, 71-80.
- 田村 省二・浦出 俊和・上甫木 昭春 (2015) シカによる生態系被害を受けた大台ヶ原における自然再生の手法に関する研究. ランドスケープ研究, 78, 677-682.
- 山梨県 (2017) “第 2 期山梨県第二種特定鳥獣 (ニホンジカ) 管理計画”, <https://www.pref.yamanashi.jp/midori/documents/2ki-shika.pdf>, (参照 2018-09-20).

Changes in the state of the forest between 12 years damaged by *Cervus nippon* at an experiment plot for *Picea koyamae* established in the Yamanashi prefectural forest.

Toshio KATSUKI^{1)*}, Takuo NAGAIKE²⁾, Hiroki NISHIKAWA²⁾,
Satoshi TANAKA³⁾ and Kojiro IWAMOTO¹⁾

Abstract

An experiment plot (1 ha) was established in the Yamanashi prefectural forest of Hokuto City on the east slope of Mts. Yatsugatake to preserve the endangered species *Picea koyamae*. Comparative observations of trees in the plot were carried out in 2005 and 2017. During this period, the alive stem number greatly decreased from 2,755 to 1,248, the basal area at breast height (BA) increased from 30.0 m² to 31.4 m², and the number of confirmed taxa decreased from 37 to 29. We guessed that the decreases in number of stems and number of confirmed taxa were due to damage by *Cervus nippon*. The number of mother trees of *P. koyamae* larger than 20 cm in diameter at breast height (DBH) slightly decreased from 42 to 36 due to the positive influence of bark guards attached in 2005. However, it of younger trees smaller than 20 cm in DBH decreased significantly from eight to two. We propose that propagation of seedlings is necessary due to the lack of successful saplings for its *in situ* conservation.

Key words : mammal damage, endangered species, natural regeneration

Received 7 August 2018, Accepted 14 November 2018

1) Tama Forest Science Garden, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Yamanashi Forestry and Forest Products Research Institute

3) The Botanical Society of Yamanashi

* Tama Forest Science Garden, FFPRI, 1833-81 Todori, Hachioji, Tokyo, 193-0843 JAPAN; e-mail: katsuki@ffpri.affrc.go.jp