

論文

オオシマゴマダラカミキリの被害を受けた 沖永良部島スダジイ林の林分構造とアカギの侵入状況^{*1}

片野田逸朗^{*2}・畠中雅之^{*2}

片野田逸朗・畠中雅之：オオシマゴマダラカミキリの被害を受けた沖永良部島スダジイ林の林分構造とアカギの侵入状況 九州森林研究 76：37－41，2023 沖永良部島のオオシマゴマダラカミキリの被害を受けたスダジイ林で2022年に毎木調査を行い、1995年の調査結果と比較して林分構造の変化を明らかにするとともに、アカギの個体位置図を作成してその侵入状況を把握した。DBH 10 cm 階以上のスダジイは全て被害を受けており、10 cm 階と20 cm 階ではスダジイが激減し、その減少分を補うように常緑高木が増加していた。一方、DBH 30 cm 階以上のスダジイは兩年とも個体数が同じであった。アカギは林縁や過去の人為的攪乱区域周辺、林内では遊歩道沿いに分布する傾向がみられた。林冠を構成するスダジイは被害を受けても枯損や倒伏が少なく、スダジイの樹冠が次第に小さくなるに伴って常緑高木の樹冠が発達したことで、ギャップ依存更新型のアカギは林内に侵入できなかったと推察された。アカギのスダジイ林への侵入を防止するには、遊歩道整備などの人為的攪乱を与えないことが重要であるとともに、アカギの開花推定木が少ない現段階で薬剤枯殺による駆除も検討すべきであると考えられた。

キーワード：スダジイ、アカギ、林分構造、人為的攪乱、ギャップ

I. はじめに

沖永良部島は、ほとんどが地殻変動によって隆起した琉球石灰岩で覆われた周囲約50 kmの曲玉状の島であるが、隆起以前は最高地点である大山(240 m)を中心とした径3 km未満の小さな島であった(木崎・目崎, 1985)。その大山の山頂付近には古生層の露頭がみられ、非石灰岩地の指標的植生であるスダジイ(*Castanopsis sieboldii*)林が成立している(宮脇, 1989)。地表水の乏しい沖永良部島にとって、大山のスダジイ林は大切な水源林となっている。ところが、1990年頃からオオシマゴマダラカミキリ(*Anoplophora oshimana*)、以下「カミキリ」の被害によってスダジイが大量に枯損したため、水源涵養機能の低下が懸念されるようになった(谷口ほか, 1995)。このため、片野田ほか(1996)はスダジイ被害林分を調査し、水源涵養機能を重視するならイジュ(*Schima wallichii* subsp. *noronhae*)への樹種転換等は考えず、自然の更新過程に任せることを提案しているが、その後の更新過程は調査していない。

一方、大山の山頂付近には植物公園や散策路、キャンプ場などが整備されている。これら施設敷地やその周辺道路には、ピロウ(*Livistona chinensis* var. *subglobosa*)やシンノウヤシ(*Phoenix roebelenii*)、ヤマドリヤシ(*Dypsis lutescens*)などが植栽されており、これら植栽木に混じってアカギ(*Bischofia javanica*)も点在している。アカギはコミカンソウ科の半常緑性高木で、東アジアから東南アジア、オーストラリア、太平洋諸島の熱帯、亜熱帯に分布し、国内では琉球で広く見られる(黒沢, 2016)。

近年、小笠原ではアカギが猛烈な繁殖力で天然林内に侵入して在来種を圧倒し、回復不能な被害を与えつつある(山下・田中, 2007)。小笠原でのアカギの急速な分布拡大は、1983年の大型台

風による森林攪乱を契機としている(清水, 2004)。一方、沖永良部島では、アカギは石灰岩地の耕作地周辺や集落付近でオオバギ(*Macaranga tanarius*)やガジュマル(*Ficus microcarpa*)などと群落を形成し、旺盛に繁茂している(大野, 1990)。このため、大山のスダジイ林でもカミキリ被害によって森林攪乱が生じ、アカギがスダジイ林へ侵入することが懸念されている。

そこで、2022年にスダジイ被害林分で毎木調査を行い、1995年の調査結果(片野田ほか, 1996)と比較して林分構造の変化を明らかにするとともに、スダジイ林でのアカギの個体位置図を作成してその侵入状況を把握することで、カミキリ被害によるスダジイ林の変化とアカギの侵入との関係を考察した。

II. 調査地と方法

調査は、2022年3月24～25日に片野田ほか(1996)と同じ大山山頂付近の標高210 m～230 mの89年生知名町有林で行った(図-1)。片野田ほか(1996)は1995年に15×15 mの方形区を3個設置し、毎木調査を行っている。そのうち1個は2001年に完成した山田ダムによって消滅した可能性が高く、残り2個も正確な位置は復元できなかった。このため、今回は新たに1995年の調査地点近くに15×15 mの方形区を3箇所(P-1, 2, 3)設置した。林分構造の調査では、方形区内に出現する胸高直径(DBH、地上高130 cm)2 cm以上の幹の樹種名とDBHを記録した。出現樹種については、カミキリ成虫の脱出孔や幼虫の加害痕によって被害の有無を判断し(写真-1, 2)、カミキリ被害の有無で被害木と健全木に区別した。また、スダジイについては枯損木も測定対象とした。方形区における階層別の植比率と出現種の優占度は、植物社会学的手法(鈴木ほか, 1985)を用いて記録

^{*1} Katanoda, I., Hatanaka, M.: Stand structure of *Castanopsis sieboldii* forest damaged by *Anoplophora oshimana* and invasion of *Bischofia javanica* in Okinoerabujima Island.

^{*2} 鹿児島県森林技術総合センター Kagoshima Pref. Forestry Technology Ctr., Aira 899-5302, Japan

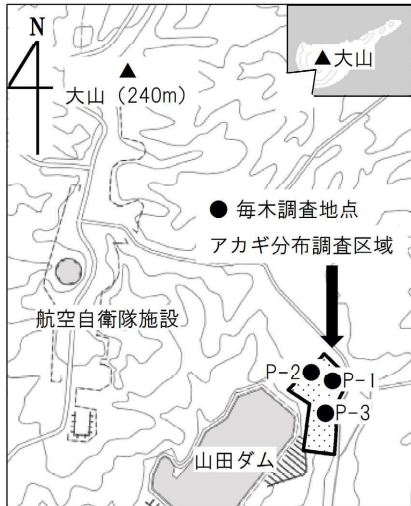


図-1. 調査地



写真-1. カミキリ成虫の脱出孔
写真-2. カミキリ幼虫の加害痕

表-1. 2022年の毎木調査 (675m²) による DBH 階出現幹数と胸高断面積

種名	DBH 階 (cm)						計 (m ² /ha)	胸高断面積 (%)	生活型	
	2≤	10≤	20≤	30≤	40≤	50≤				
スダジイ被害木 <i>Castanopsis sieboldii</i> (damaged trees)			2	5	2	2	11	23.42	44.7	常高
スダジイ健全木 <i>Castanopsis sieboldii</i> (intact trees)	16						16	0.40	0.8	常高
スダジイ萌芽 <i>Castanopsis sieboldii</i> (sprouts)	35						35	0.66	1.3	常高
ヒサカキサザンカ <i>Pyrenaria virgata</i>	11	16	4	1			32	8.48	16.2	常高
タブノキ <i>Machilus thunbergii</i>	2	5	3				10	3.39	6.5	常高
カクレミノ <i>Dendropanax trifidus</i>	19	6	1				26	2.43	4.6	常高
フカノキ <i>Schefflera heptaphylla</i>	5	3	2				10	1.92	3.7	常高
アオバナハイノキ <i>Symplocos liukiuensis</i> var. <i>liukiuensis</i>	5	1	2				8	1.70	3.2	常高
その他常緑高木 (小計)	44	13					57	4.99	9.5	常高
オオシイバモチ <i>Ilex warburgii</i>	17	3					20	1.50	2.9	常高
ヤマビワ <i>Meliosma rigida</i>	3	4					7	1.18	2.3	常高
ツゲモチ <i>Ilex goshiensis</i>	10	2					12	0.88	1.7	常高
イスノキ <i>Distylium racemosum</i>	8	1					9	0.47	0.9	常高
コバンモチ <i>Elaeocarpus japonicus</i>	3	1					4	0.43	0.8	常高
イジュ <i>Schima wallichii</i> subsp. <i>noronhae</i>	1						1	0.29	0.6	常高
シロダモ <i>Neolitsea sericea</i>	1						1	0.17	0.3	常高
イスガシ <i>Neolitsea aciculata</i>	2						2	0.04	0.1	常高
ヤマモモ <i>Morella rubra</i>	1						1	0.02	0.0	常高
落葉高木 (小計)		1	2				3	1.55	3.0	落高
エゴノキ <i>Styrax japonicus</i>		1	1				2	0.94	1.8	落高
ハゼノキ <i>Toxicodendron succedaneum</i>			1				1	0.62	1.2	落高
その他広葉樹 (小計)	141	3					144	3.48	6.6	-
タイミンタチバナ <i>Myrsine seguinii</i>	12	3					15	1.01	1.9	常小高
シロミズ <i>Diplospora dubia</i>	20						20	0.81	1.5	常小高
ヒメサザンカ <i>Camellia lutchuensis</i>	22						22	0.54	1.0	常小高
シシアクチ <i>Ardisia quinquegona</i>	38						38	0.43	0.8	常小高
アザク <i>Syzygium buxifolium</i>	7						7	0.16	0.3	常小高
モククチバナ <i>Ardisia sieboldii</i>	4						4	0.07	0.1	常小高
モクレイシ <i>Microtropis japonica</i>	3						3	0.04	0.1	常小高
ポチヨウジ <i>Psychotria asiatica</i>	23						23	0.24	0.5	常低
クチナシ <i>Gardenia jasminoides</i>	4						4	0.12	0.2	常低
リュウキュウマユミ <i>Euonymus lutchuensis</i>	5						5	0.04	0.1	常低
ギョクシンカ <i>Tarenna kotoensis</i>	1						1	0.01	0.0	常低
ヤマビハツ <i>Antidesma japonicum</i>	1						1	0.01	0.0	常低
シヨウベンノキ <i>Turpinia ternata</i>	1						1	0.01	0.0	常低
計	278	48	16	6	2	2	352	52.42	100.0	

注1) DBH 階の2≤ (2cm 階) には、2cm 以上10cm 未満の幹が含まれる。他の DBH 階も同様。
注2) 常高は常緑高木、常小高は常緑小高木、常低は常緑低木の略。

した。なお、カミキリ被害の著しいスダジイ大径木からは多数の萌芽が地際付近から発生していた。このような萌芽は他の個体とは明らかに発生由来が異なることから、萌芽個体として記録した。

アカギの侵入状況の調査では、毎木調査地点を含む約 2 ha の調査区域内を隈なく踏査し、出現した全てのアカギの DBH を測定し、その地点を GPS (GARMIN GPSMAP[®] 62 CJ) で記録した。なお、DBH 1 cm 未満の個体や樹高 130 cm 未満の個体は稚樹として地点のみを記録し、半径 2 m 以内に稚樹が複数出現した場合は 1 地点としてその個体数を記録した。

Ⅲ. 結果

表-1, 2 は 2022 年と 1995 年の毎木調査 (15 × 15 m × 3 箇所、675 m²) による DBH 階出現幹数であり、表-1 ではあわせて胸高断面積を示す。2022 年の全出現幹数は 352 本であり、1995 年より 114 本増加し、そのほとんどは DBH 2 cm 階での増加分であった。2022 年の 2 cm 階における出現幹数は 278 本であり、1995 年 (162 本) の 1.7 倍に増加したが、10 cm 階以上では両年の出現幹数に大きな変化はみられなかった。樹種別では、スダジイ健全木は両年とも 2 cm 階のみに出現し、2022 年の 2 cm 階に多数出現したスダジイ萌芽も全て健全木であった。一方、10 cm 階以上のスダジイは両年とも全て被害木であり、枯損木は出現しなかった。スダジイ被害木の出現幹数は、10 cm 階と 20 cm 階では 1995 年の 34 本から 2022 年の 2 本に激減したが、30 cm 階以上では両年とも 9 本と同数であった。また、2022 年

表-2. 1995年の毎木調査 (675m²) による DBH 階出現幹数

種名	DBH 階 (cm)						計
	2≤	10≤	20≤	30≤	40≤	50≤	
スダジイ被害木		14	20	3	3	3	43
スダジイ健全木	11						11
ヒサカキサザンカ	28	8					36
タブノキ							0
カクレミノ							0
フカノキ	7						7
アオバナハイノキ		5		1			6
その他常緑高木	39	9		1			49
落葉高木		4	1				5
その他広葉樹	77	4					81
計	162	44	21	5	3	3	238

注1) データは片野田ほか (1996) を使用した。
注2) その他広葉樹は表-1の常緑小高木と常緑低木に該当する。
注3) DBH 階の表示は表-1と同じ。

の 10 cm 階と 20 cm 階では、スダジイ被害木の減少分を補うようにヒサカキサザンカ (*Pyrenaria virgata*) やタブノキ (*Machilus thunbergii*)、カクレミノ (*Dendropanax trifidus*)、フカノキ (*Schefflera heptaphylla*)、アオバナハイノキ (*Symplocos liukiuensis* var. *liukiuensis*)、その他常緑高木といった常緑高木が 1995 年 (22 本) の 2.5 倍である 56 本出現した。その他広葉樹は、1995 年の 81 本と比較して 2022 年は 144 本と 1.8 倍に増加しており、2 cm 階でシシアクチ (*Ardisia quinquegona*) やポチヨウジ (*Psychotria asiatica*)、ヒメサザンカ (*Camellia lutchuensis*) などが多数出現した。分布様式では、1995 年はスダジイが 20 cm 階の 20 本をピークに一山型を示

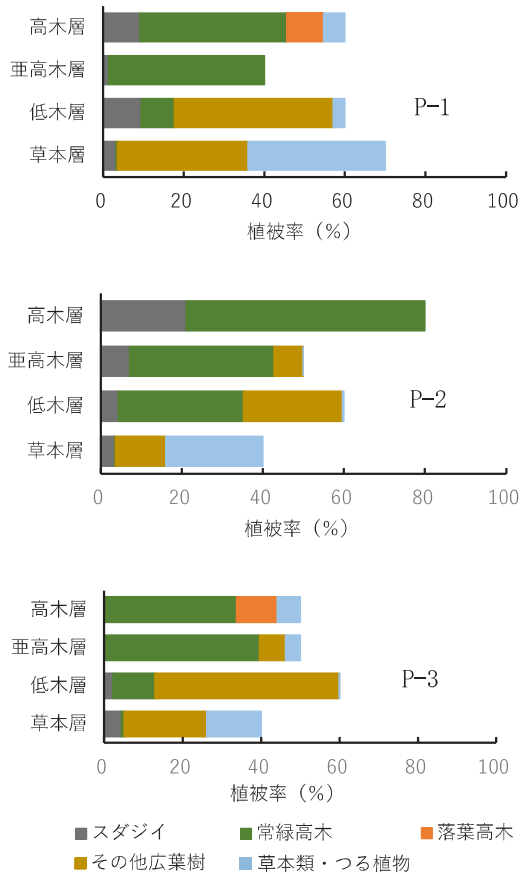


図-2. 各方形区における階層別植被率と樹種構成

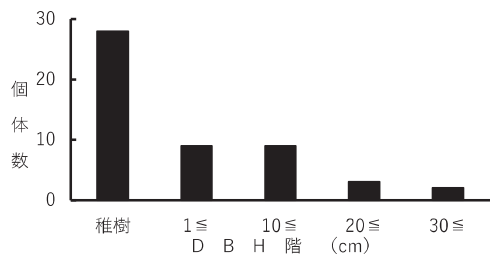


図-3. 調査区域に出現したアカギのDBH階分布

したが、2022年になるとはっきりした山型を示さなくなり、かわりにヒサカキサザンカが10cm階を中心とした一山型を示した。また、2022年の胸高断面積では、スダジイ被害木が44.7%を占め、2位以下のヒサカキサザンカ(16.2%)、タブノキ(6.5%)、カクレミノ(4.6%)などの常緑高木との間に大きな差がみられた。なお、1995年は方形区外でヤマモモ(*Morella rubra*)とイスノキ(*Distylium racemosum*)へのカミキリの加害を確認しているが、方形区内では2022年と1995年ともにスダジイ以外へのカミキリの加害は確認できなかった。

2022年の植生調査で得られた階層別植被率の樹種構成を図-2に示す。各階層における樹種別植被率は、出現樹種の優占度(+、1、2、3、4、5)を中央値(0.1%、5.0%、17.5%、32.5%、67.5%、82.5%)に変換して合計し、階層の植被率に対する合計値の比率を各樹種の中央値に乗じて求めた。各方形区で林冠を構成すると期待されるDBH30cm階以上の個体は、P-1ではス

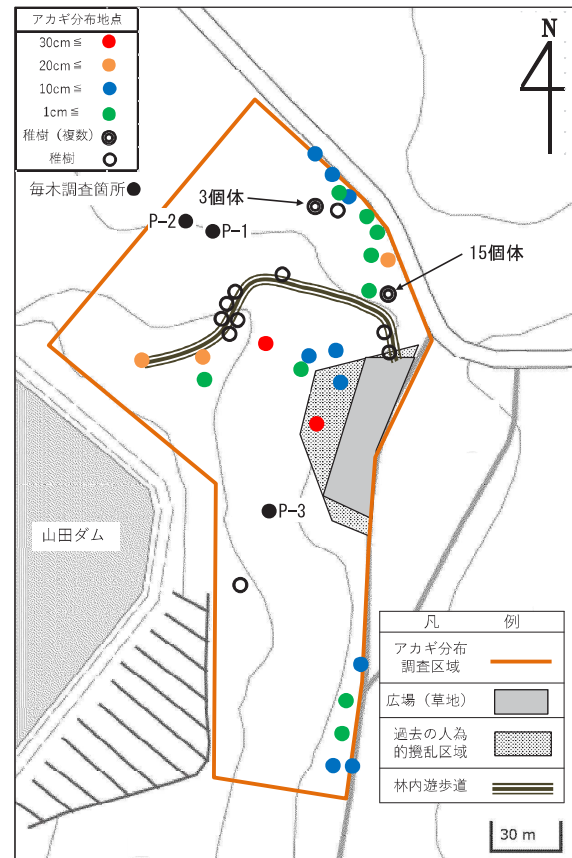


図-4. 調査区域におけるアカギの個体位置図

地理院地図 Vector (仮称) 利用
白線はアカギ分布調査区域を示す

図-5. 調査地周辺の空中写真

ダジイ被害木が3本(36cm、43cm、70cm)、P-2ではスダジイ被害木が3本(37cm、40cm、52cm)とヒサカキサザンカが1本(30cm)、P-3ではスダジイ被害木が3本(37cm、39cm、45cm)出現した。一方、各方形区における高木層の植被率をみると、その6割以上はスダジイ被害木以外の常緑高木で占められていた。特に、P-3では20cm階の1本(28cm)を含めた20cm階以上のスダジイ被害木4本が全て著しく衰弱していたため、高木層や亜高木層ではスダジイの樹冠層が完全に消失していた。

図-3に調査区域のスダジイ林内に出現したアカギのDBH階分布を示す。出現個体数は全体で51本であり、最大径は39cmであった。DBH階別では、稚樹が28本と最も多く、1cm階と

10 cm 階は9本ずつ、20 cm 階は3本、30 cm 階は2本出現するなど、DBH 階が大きくなるほど出現個体数が減少する傾向がみられた。

図-4にアカギの個体位置図を示す。調査区域の林内には遊歩道があり、その入口は広場となっていた。この調査区域における過去の林況を空中写真(図-5)で確認したところ、1974~1978年では2008年よりも遊歩道入口周辺が広く森林以外に転換されていたことから、この区域を過去の人為的攪乱区域(推定)とした。アカギはスタジイ林全体に散らばることはなく、林縁や過去の人為的攪乱区域周辺、林内では遊歩道沿いに分布する傾向がみられ、毎木調査を実施したP-1, 2, 3やその周辺の林内では出現しなかった。DBH 階別では、1 cm 階~20 cm 階の個体は林縁と過去の人為的攪乱区域に主に出現し、最大径級である30 cm 階の2本についても、林内遊歩道と過去の人為的攪乱区域に挟まれた区域(DBH 39 cm)、過去の人為的攪乱区域(DBH 38 cm)に出現した。一方、稚樹は林縁や過去の人為的攪乱区域周辺に加え、林内の遊歩道沿いでよく出現した。

IV. 考察

2022年のDBH階分布を1995年と比較すると(表-1, 2), 2 cm 階で出現本数が1.7倍に増加した以外は、DBH階の出現本数に大きな変化はみられなかった。スタジイに着目すると、被害木は10 cm 階と20 cm 階で激減し、30 cm 階以上では両年とも同数出現した。また、健全木は2 cm 階のみに出現した。谷口ほか(1995)は本報と同じ大山のスタジイ林でカミキリの加害状況を調査している。それによると、カミキリはスタジイのみを加害し、径級ではDBH 6 cm 未満には加害せず、同径を超える立木には全て加害し、その加害は数年におよび、寄生数の多い被害木は幹が環状あるいはそれに近い状態で加害されて枯死したとしている。このようなカミキリの加害様式は、今回のスタジイのDBH階分布を裏付けるものであり、DBH 10 cm 階と20 cm 階のスタジイ被害木は度重なる加害が環状となって枯死しやすいために個体数が激減し、30 cm 階以上のスタジイ被害木は加害が環状になりにくいために枯死しにくく、個体数が減少しなかったと推察された。衰弱木に発生しやすい萌芽が2022年のスタジイで多数確認されたことも、30 cm 階以上のスタジイ被害木が枯損しにくいことと関係していると考えられた。また、2 cm 階のスタジイはカミキリの加害対象となりにくいために、健全木しか出現しなかったと推察された。さらに、DBH階の分布様式では、1995年はスタジイが一山型を示し、2022年になるとスタジイに代わってヒサカキサザンカが一山型を示した。このように、スタジイは10 cm 階と20 cm 階に達するとカミキリに加害されて枯死しやすいために、30 cm 階以上に成長しない可能性が高く、ヒサカキサザンカは後継樹が育っているため、確実な更新が期待できる。このため、調査区域のスタジイ林は、将来的にはヒサカキサザンカを中心とした数種類の常緑高木が優占する林分に移行すると推察された。

DBH 30 cm 階以上の個体はほぼスタジイ被害木であったが、高木層の植被率の6割以上はスタジイ以外の常緑高木で占められていた(図-2)。一方、10 cm 階と20 cm 階では、スタジイ被害

木の激減分を補うように常緑高木が増加していた(表-1)。また、アカギはスタジイ林全体に広く分布することはなく、林縁や過去の人為的攪乱区域周辺に主に出現していた(図-4)。これらのことから、林縁を構成する30 cm 階以上のスタジイはカミキリの被害を受けても枯損や倒伏が少なく、次第に衰弱するにつれて樹冠が小さくなり、これに伴って常緑高木の樹冠が発達してきたものと推察された。さらに、このようなスタジイ林の動態が林縁にギャップを形成させにくくしており、このことがギャップ依存更新型のアカギ(清水, 1988)が林内に侵入できなかった大きな要因であると推察された。

アカギはギャップに対応してすぐに発芽するが、稚樹には比較的耐陰性が備わっているため、前生樹として閉鎖林冠下でも生存が可能とされている(清水, 1988)。一方、谷本・豊田(1996)は、アカギは暗い林内では幼木にまで成長できない陽樹であり、耐陰性のあるモククダバナ(*Ardisia sieboldii*)が低木層で繁茂している場所ではギャップの回復閉鎖による光不足によって多くの実生が枯死するとしている。これらのことは、アカギは耐陰性があるものの、より耐陰性を備えた低木が繁茂するような閉鎖林冠下では生育できないことを示していると考えられる。今回、アカギの出現個体は稚樹がもっとも多く、DBH 1 cm 階以上になるとその個体数は急激に減少した(図-3)。特に、稚樹は林内の遊歩道沿いでもよく出現した(図-4)。このような傾向は、清水(1988)や谷本・豊田(1996)が示したアカギの発芽特性や耐陰性を反映していると考えられる。つまり、林内の遊歩道沿いはシシアクチやボチウジなどの常緑低木によって覆われにくいいため、アカギが発芽し、稚樹まで成長するための明るさが確保されるが、それ以上アカギが成長するには明るさが不足するものと推察された。このことから、アカギのスタジイ林内への侵入を防ぐには、林縁にギャップを形成させないことはもとより、林内においても遊歩道整備などといった人為的攪乱をスタジイ林に与えないことが重要であると考えられた。

小笠原でアカギが急速に分布域を拡大した要因として、台風による林縁ギャップの形成が指摘されている(清水, 1988)。沖永良部島も台風の常襲地であることから、アカギのスタジイ林への侵入を未然に防ぐには、甚大な台風被害が発生する前にアカギの個体数を減少させておく必要がある。調査区域にはアカギが51本分布しており、開花推定木とされるDBH 34 cm 以上の個体(田中, 2010)はわずか2個体(38 cm と39 cm)と少なく、全体の65%は稚樹またはDBH 1 cm 階の個体が占めていた(図-3)。アカギ個体群を駆除するためには、DBH 5 cm 以上に達する前に個体数を抑制することが最も効果的である(山下・田中, 2007)。また、開花推定木の少ない現段階において、アカギの枯殺に有効な除草剤を開花推定木の樹幹に注入して枯殺し、その後生えてくるアカギの実生を抜き取れば、その場所でのアカギの根絶(地域的根絶)が可能とされている(田中, 2010)。このため、調査地域におけるアカギの個体数を確実に減少させるには、開花推定木を優先して除草剤で枯殺し、抜き取りが可能な稚樹や枯殺後に発生する実生を確実に除去する。その後はアカギの枯損によって形成されるギャップをできるだけ小さくするように、常緑高木による林縁修復の状況を見ながら、段階的に5 cm 階~30 cm 階の個体も枯殺する方法を検討すべきである。

沖永良部島のスダジイ林は、同島が北限であるアオバナハイノキやヒサカキサザンカを構成種とするスダジイ-アオバナハイノキ群集(宮脇, 1989)に属する同島特有の森林である。このような地域的特異性を持ったスダジイ林の生態系を保全するには、外来種であるアカギの侵入を防ぐことは極めて重要である。しかしながら、このままカミキリの被害が続けば、将来的にはスダジイが更新されず、スダジイ林が沖永良部島から消滅することも十分考えられる。現段階では、カミキリ被害への有効な防止対策はないことから、今後はカミキリ被害対策も含めて、スダジイ林をどう保全していくべきか検討していく必要がある。

V. 謝辞

知名町農林課には町有林での調査に際し便宜を図っていただいた。ここに謝意を表す。

引用文献

- 片野田逸朗ほか(1996) 森林防疫 45:169-173
 木崎甲子郎・目崎茂和(1985) 石膏と石灰 199:386-392
 黒沢高秀(2016) コミカンソウ科, 大橋広好ほか(編)改訂新版 日本の野生植物 3, 平凡社, 東京, 167-177
 宮脇昭(編)(1989) 日本植生誌 沖縄・小笠原, 676 pp, 至文堂, 東京
 大野照好(1990) 南日本文化 22:193-226
 清水善和(1988) 地域学研究(駒澤大学応用地理研究所) 1:31-46
 清水善和(2004) 駒澤地理 40:31-55
 鈴木兵二ほか(1985) 植物調査法Ⅱ-植物社会学的研究法-, 生態学研究法講座 3, 199 pp, 共立出版, 東京
 田中信行(2010) 小笠原の森を救え!-外来樹種アカギ駆除マニュアル-, 7 pp, 森林総合研究所, つくば
 谷口明ほか(1995) 日林九支研論集 48:139-140
 谷本丈夫・豊田武司(1996) 森林総研研報 370:1-19
 山下直子・田中信行(2007) 平成19年版森林総合研究所研究成果選集:10-11
 (2022年11月12日受付;2023年1月13日受理)