

論 文

小笠原諸島固有樹種シマホルトノキ植栽による外来雑草の抑制^{*1}

安部哲人^{*2}

安部哲人：小笠原諸島固有樹種シマホルトノキ植栽による外来雑草の抑制 九州森林研究 67 : 21 – 24, 2014 面積の狭い小笠原諸島では人為的攪乱による在来植物の自生地減少への影響が大きい。攪乱により外来植物が優占した荒廃地での森林復元は在来植物の自生地を確保する有効な手段と考えられる。そこで本研究では、外来種が優占する荒廃地において2001年に固有種シマホルトノキを植栽し、11年間の植生変化を調査した。植栽してから6年間はホナガソウ、アワユキセンダングサなどの外来種が優占し、植栽苗を被覆したが、植栽苗の死亡率は50%以下にとどまっていた。その結果、2012年にはシマホルトノキは林冠を形成するサイズまで成長し、外来種の植被率は大きく減少していた。このことから、シマホルトノキは荒廃地への植栽に適した樹種であり、外来植物抑制のための有効な手段になりうると判断された。ただし、小笠原諸島に最近侵入したと思われるコクランが植栽地の林床に広がりつつあり、今後の動向を注視する必要がある。

キーワード：外来雑草、海洋島、固有種植栽

I. はじめに

海洋島である小笠原諸島は固有種率が高く、この地域を含む太平洋島嶼は生物多様性のホットスポットとなっている。しかし、明治時代以降の入植に伴う土地利用とその後の外来種の蔓延によって在来種の自生地は減少しており、レッドリストに掲載される絶滅危惧種も多い。一般に人為的攪乱を受けた土地は侵略的外来種が侵入・定着すると、在来種の自生地には戻りにくいことから（吉田・岡、2000；Denslow, 2003）、特に島の面積が狭い小笠原諸島では在来種からなる植生を回復させることが生態系を保全する上で重要な対策となる。小笠原諸島ではアカギやモクマオウなど外来樹種の駆除・根絶事業は行われているが、生活史が短く繁殖力が強い草本類が中心の外来雑草に関しては有効な対策がとられていないのが現状である。このことから、本稿では外来雑草類の駆除・抑制に関する知見の蓄積を目的として、2001年に植栽した小笠原固有樹種シマホルトノキの植栽地における11年間の外来植物の動態を報告する。

II. 調査方法

調査地は父島の旭平に設置した。ここは電話会社の受信アンテナが設置されていた場所であり、受信アンテナの撤去後は利用放棄地となっていた場所である。植栽前の状態は外来雑草であるホナガソウやアワユキセンダングサなどの外来雑草類が優占していた。

シマホルトノキの苗は父島の森林総合研究所清瀬試験地で育苗した。2001年11月に15m × 30mの植栽地2か所に高さ20~30cmの苗を1m間隔で合計938本を列状植栽した。植栽地は荒廃地から隣接するヒメツバキ-リュウキユウマツ二次林にかけて設置し、1~14行までが荒廃地のギャップ区、15~20行までが林

縁区、21~30行までが二次林内の森林区とした。ギャップ区の植栽に際しては、地面に礫が多く、また粘土質の土壤は堅くて手掘りが困難であったため、事前に重機を用いて耕起した。

植栽地の外来植物の動態を把握するため、植生調査を2003年、2004年、2006年、2012年に行った。2, 5, 8, 11, 14列目の偶数行目の植栽苗を中心に1m²の方形区を設置し、植被率を高さ2m以下の植物種ごとに記録した。出現頻度に占める割合（%）と植被率に占める割合（%）の合計値を優占度（IV= Importance Value）とした。

高さ2m以上の樹木の動態については植栽地全域で胸高直径を測定する毎木調査を行った。この調査は植栽2004年、2007年、2012年に行った。胸高断面積合計に占める割合（%）と本数に占める割合（%）の合計値を優占度（IV）とした。

光環境の指標として全天写真を2002年と2012年に植栽苗の高さ1m地点で撮影した。植生調査と同様に植栽地全面に均等に配置されるように撮影し、ギャップ区で98地点、林縁区で75地点、林内区で52地点の開空度をフリーソフトウェア CanopOn 2で解析した。

2ヶ所の調査地は互いに近く、条件がほぼ同じと判断されたことから、得られたデータは2ヶ所分をプールして解析した。なお、本稿で「固有種」とは、小笠原諸島のみに自然分布する種、「外来種」とは、小笠原諸島には自然分布しない人為的に持ち込まれた種、「在来種」とは小笠原諸島に自然分布し、かつ、小笠原諸島以外にも自然分布地がある種と定義する。

III. 結果

植栽したシマホルトノキは11年間ではほぼ森林状を呈するまで成長した（写真-1）。ギャップ区での樹高は平均4.7m、大きい個体では10m以上に達していた。ギャップ区の開空度は2002年

^{*1} Abe, T. : The control of invasive weeds by planting endemic tree *Elaeocarpus photinifolius* in the Ogasawara Islands.
^{*2} 森林総合研究所九州支所 Kyushu Res. Ctr., For. & Forest Prod. Res. Inst., Kumamoto 860-0862, Japan.



写真-1. 植栽地のギャップ区の様子。2005年（左）と2012年（右）。

表-1. 植栽地の開空度の変化（数値は平均±SD）

区	2002年	2012年
ギャップ	45.8 ± 8.3	10.0 ± 7.5
林縁	20.0 ± 11.1	6.6 ± 2.2
森林	8.5 ± 1.4	6.6 ± 2.6

には平均45.8%であったが、2012年には植栽苗の成長によって大きく低下し、林内区と変わらない光環境となった（表-1）。同様に林縁区の光環境も森林区とほぼ同じ値まで低下した。

ギャップ区における高さ2m以下の植物のIVの変化を表-2に示す。植栽2年後のギャップ区で最も優占していた種はホナガソウ（2003年のIV=91.2）であり、次いでアワユキセンダングサ（21.9）、シマスズメノヒエ（17.6）と上位3種は外来雑草類であった。以下、シマホルトノキ（植栽苗、16.8）、オオアブラガヤ（11.7）、ケカタバミ（7.5）、ギンネム（7.4）、ウラジロエノキ（4.9）、カスミヒメハギ（4.5）となった。全外来種がIVに占める割合は2003年が75.5%，2004年が78.2%，2006年が74.8%であったのに対して、2012年には45.1%にまで減少した（図-1）。一方、固有種の占める割合は2003年が9.6%であったのに対して2012年は45.6%と外来種とほぼ同じ値まで上昇した。2012年で最も優占したのは固有種ムニンナキリスゲ（52.3）であり、2003年に優占していた外来種ホナガソウは18.3、アワユキセンダングサは7.5、シマスズメノヒエは1.3と大きく減少した。こうした外来種の減少傾向は林縁区でも同様で、2012年には森林区と同じレベルにまで外来種の割合が低下した（図-1）。

ギャップ区における高さ2m以上の樹木のIVの変化を表-3に示す。2004年のギャップ区の外来種はギンネムIV=164.3、ヒメギンネム11.5と高いIVであったが、2007年がギンネムIV=72.4、リュウキュウマツ30.3、モクマオウ16.6、ヒメギンネム4.4となり、2012年にはリュウキュウマツ28.6、ギンネム25.1、モクマオウ5.4、シマグワ0.2、ランタナ0.2となった。

高さ2m以上の樹木の全種数は2012年にはギャップ区が9種で林縁区（16種）、森林区（18種）より少なかったが、外来種はリュウキュウマツやモクマオウ等が成長して高さ2m以上に新規加入したため、ギャップ区と林縁区で種数が増加した（図-2）。一方、IVはギャップ区で外来種の占める割合が86.9%，61.8%，

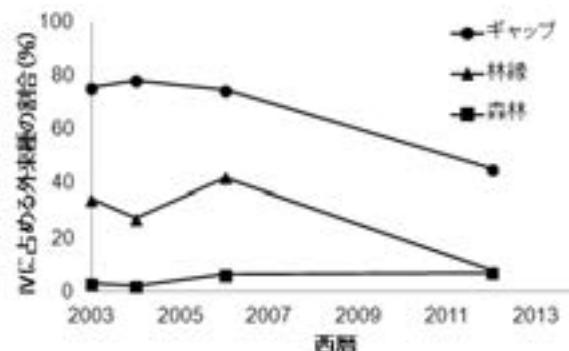


図-1. 高さ2m以下の植物のIVに占める外来種の割合の変化

29.7%と徐々に減少しており、森林区における外来種の占める割合に近くなっていた（図-2）。

N. 考察

植栽したシマホルトノキの成長に伴って荒廃地で優占していたホナガソウ、アワユキセンダングサ、ギンネム、シマスズメノヒエなどの外来雑草類は大きく衰退した。この結果は植栽木による被圧が海洋島の外来雑草対策として有効であるという Cabin et al. (2002) の研究結果と一致する。一般に海洋島の生物は外来種に対して競争能力が低いため、排除されてしまうことが多い (Denslow, 2003) が、シマホルトノキは当年生実生の段階を人工的にクリアすれば外来植物が優占する場所でも成長可能であることが示された。

高さ2m以上の樹木の組成に関しては、2012年のギャップ区の固有種はIVのほとんどを植栽したシマホルトノキが占めていた（表-3）。その意味で復元した森林の多様性は低い状態であったが、林内には固有種のヒメツバキも増加傾向にあることから、更に年数が経過することで在来種の多様性が高くなることが期待される。一方で、外来種は2004年に成長が速いギンネムが優占したものの、シマホルトノキの成長に伴いIVが低下しており、2007年以降に加わった外来樹種もシマホルトノキと競合するため優占するに至らなかった（表-3）。

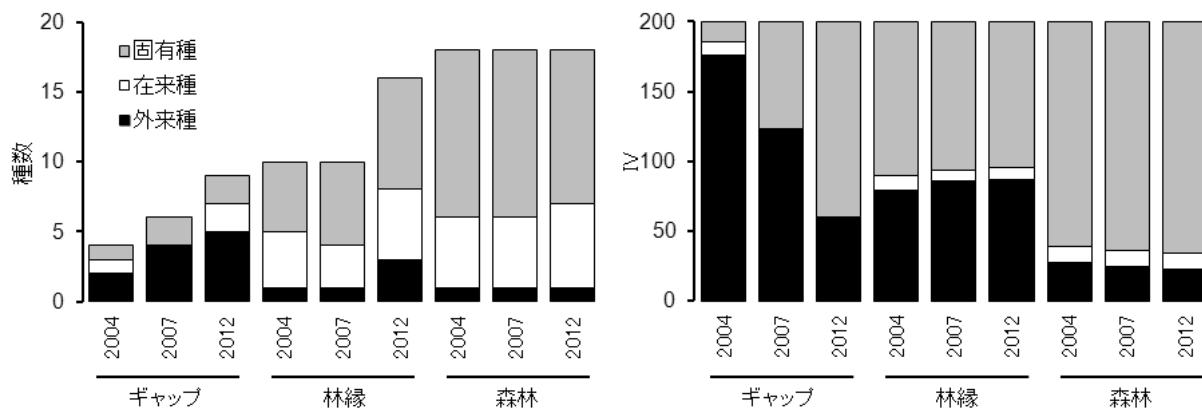


図-2. 高さ2m以上の樹木の種数（左）とIV（右）の変化

表-2. ギャップ区における高さ2m以下の植物のIVの変化

種名	起源	2003	2004	2006	2012
ホナガソウ	外来	91.2	78.6	82.4	18.3
アワユキセンダングサ	外来	21.9	30.8	19.1	7.5
シマスズメノヒエ	外来	17.6	11.1	4.1	1.3
ギンネム	外来	7.4	10.9	19.0	45.1
カスミヒメハギ	外来	4.5	8.4	10.5	9.4
リュウキュウマツ	外来	3.5	6.0	4.6	0.0
ウスベニニガナ	外来	1.7	0.0	0.0	0.0
シチトウイ	外来	1.1	0.5	0.0	0.0
ランタナ	外来	0.6	0.0	0.4	0.9
クロコウセンガヤ	外来	0.6	0.0	0.0	0.0
コトブキギク	外来	0.5	0.0	0.0	0.0
ベニバナボロギク	外来	0.3	0.0	0.0	0.0
ムラサキカタバミ	外来	0.3	0.5	0.5	0.0
ヒメギンネム	外来	0.0	9.2	7.1	2.4
アイダガヤ	外来	0.0	0.3	0.5	0.4
ヒメムカシヨモギ	外来	0.0	0.3	0.0	0.0
シマグワ	外来	0.0	0.0	0.3	0.4
コクラン	外来	0.0	0.0	0.0	2.3
キバンジロウ	外来	0.0	0.0	0.0	1.8
クジヤクヤシ	外来	0.0	0.0	0.0	0.4
シマホルトノキ	固有	16.8	20.3	21.5	11.3
キンモウイノデ	固有	1.6	0.0	0.0	0.0
ヒメツバキ	固有	0.5	3.7	4.8	16.5
オオバシマムラサキ	固有	0.3	0.3	0.0	0.0
ムニンナキリスゲ	固有	0.0	2.4	13.8	52.3
タチテンノウメ	固有	0.0	0.0	0.3	0.0
アコウザンショウ	固有	0.0	0.0	0.0	8.0
シマイヌノキ	固有	0.0	0.0	0.0	1.9
アデクモドキ	固有	0.0	0.0	0.0	0.8
オオバシロテツ	固有	0.0	0.0	0.0	0.4
オオアブラガヤ	在来	11.7	2.3	0.8	0.0
ケカタバミ	在来	7.5	1.3	1.8	0.4
ウラジロエノキ	在来	4.9	2.7	1.1	0.4
クグ	在来	3.2	4.4	0.0	0.8
コメヒシバ	在来	1.1	0.5	0.0	0.0
エダウチチヂミザサ	在来	0.5	0.0	0.0	2.7
ヒゲスゲ	在来	0.3	1.3	0.0	0.0
ハチジョウウクサイチゴ	在来	0.3	1.1	1.5	0.0
イヌホオズキ	在来	0.3	0.0	0.0	0.0
ケホシダ	在来	0.0	2.4	2.9	8.5
ズメノコビエ	在来	0.0	0.3	0.0	0.0
オガワラコミカンソウ	在来	0.0	0.3	0.8	0.0
ハマホラシノブ	在来	0.0	0.3	0.3	0.0
フタシベネズミノオ	在来	0.0	0.0	0.5	0.0
アカテツ	在来	0.0	0.0	0.3	3.6
ティカカズラ	在来	0.0	0.0	0.0	1.1
タマシダ	在来	0.0	0.0	0.0	0.4
サルトリイバラ	在来	0.0	0.0	0.0	0.4
シマカナメモチ	在来	0.0	0.0	0.0	0.4

表-3. ギャップ区における高さ2m以上の樹木のIVの変化

種名	起源	2004	2007	2012
ギンネム	外来	164.3	72.4	25.1
ヒメギンネム	外来	11.5	4.4	0.0
リュウキュウマツ	外来	0.0	30.3	28.6
モクマオウ	外来	0.0	16.6	5.4
シマグワ	外来	0.0	0.0	0.2
ランタナ	外来	0.0	0.0	0.2
ヒメツバキ	固有	14.0	14.6	19.9
シマホルトノキ	固有	0.0	61.7	120.1
ウラジロエノキ	在来	10.3	0.0	0.0
アカテツ	在来	0.0	0.0	0.2
シマモクセイ	在来	0.0	0.0	0.2

調査地へ新たに侵入してきた注目種にコクランが挙げられる。コクランは日本本土に広く分布するラン科植物であり、父島では1990年代から旭平山中の荒廃地に隣接する林内や遊歩道を中心に散見されるようになった（安井、私信）。一般にラン科の外来種は珍しい（Cohen and Ackerman, 2009）が、仮に本種が外来であるなら、小笠原諸島では林床で広がるほぼ唯一の外来植物となる。この点は自然再生を目的とした森林復元を行う際に留意すべきであろう。一方で、本種は人間の上陸記録がほとんどない南硫黄島の山頂部でも2007年に新たに発見されている（藤田ほか, 2008）ことから、種子が風に乗って自然散布された可能性も否定できない。いずれにせよ、林床で本種が拡大するようであれば、その動態を追跡する必要がある。

荒廃地の生態系復元のために在来種を播種・植栽する研究は熱帯を中心に進んでおり、森林復元には複数種の植栽や天然更新を促進する低木植栽も効果的とされている（Carnevale and Montagnini, 2002; Gómez-Aparicio, 2009）。小笠原諸島における在来樹種の水分要求性や耐陰性などの種特性を明らかにし、植栽への適否を把握しておくことは、外来雑草対策の選択肢を増やす意味で重要と考えられる。

謝辞

現地での種子採取、育苗、植栽、データ収集では小笠原野生生物研究会の安井隆弥理事長はじめ、多数の現地会員にご協力いただいた。本研究は環境庁国立公害等試験研究費および鹿島学術振興財団の研究助成の成果の一部である。

引用文献

Cabin, R. J. et al. (2002) *Ecol Appl* 12:1595 - 1610.
Carnevale, N. J. and Montagnini, F. (2002) *For Ecol Manag* 163:217 - 227.
Cohen, I. M. and Ackerman, J. D. (2009) *Ann Bot* 104:557 -

563.

Denslow, J. (2003) *Ann Mo Bot Gard* 90:119 - 127.
藤田卓ほか (2008) 小笠原研究 33:49 - 62.
Gómez-Aparicio, L. (2009) *J Ecol* 97:1202 - 1214.
吉田圭一・岡秀一 (2000) 日生誌 50:111 - 119.

(2013年11月18日受付；2014年1月22日受理)