

# ノヤギの駆除が外来植物ギンネムの繁茂を促進する

大澤 剛士 ((研)農研機構 農業環境変動研究センター)

畑 憲治 (首都大学東京理工学研究科)

可知 直毅 (首都大学東京理工学研究科)

## 要 約

導入種が同一の生態系内に共存している場合、一方の根絶が予期せぬ波及効果をもたらす場合がある。聳島列島煤島は、ヤギの根絶後、外来低木であるギンネム *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) が急速に分布域を広げている。本研究は、ヤギの根絶に伴ってギンネムが勢力を拡大したという仮説を、航空写真判読および現地調査によって検証した。その結果、ヤギ駆除後、島の土地被覆は裸地から草地に、続いてギンネム林に変化していったことが示唆された。このことから、ヤギはギンネムの繁茂を抑制していたこと、現在ギンネム林に近接している草地は、将来的にギンネム林に変化してしまう危険性が高いことが示された。

## I. はじめに

人為的に導入された種、すなわち外来種は、生態系の機能や構造を変化させることがある (Crooks, 2002; Gonzalez *et al.*, 2008)。これは直接的な影響だけでなく、侵入した生態系に存在する在来種、ときには別の外来種と新たな相互作用を結び、それを通して生態系の機能や構造を改変させる場合がある (Pope *et al.*, 2008; Miyake & Miyashita, 2011)。生態系の構造や機能を変化させる外来種はエコシステム・エンジニアと呼ばれ (Jones *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 2010)、変化した生態系は安定した新しい生態系：ノベル・エコシステムになる (Hobbs *et al.*, 2013)。ノベル・エコシステムとなった生態系は、導入された種が根絶されたとしても、簡単には元の状態に復元しないことが知られている (Zavaleta *et al.*, 2001; Miyake & Miyashita, 2011)。

多数の固有種が生息する海洋島は、一般に外来種の侵入に対して脆弱である (Kueffer *et al.*, 2010)。有蹄動物種であるヤギ (*Capra hircus*) は、人間によって多くの海洋島に導入され、深刻な生態系被害を起こしていることが知られている (Campbell & Donlan, 2005; Desender *et al.*, 1999)。小笠原諸島では家畜として導入されたヤギが野生化した結果、自然植生に多大なる悪影響を与えたことが明らかになっている (Hata *et al.*, 2007; Hata *et al.*,

2010; Kachi, 2010)。これに対して行政等による野生化したヤギ（以下ノヤギ）の駆除事業が実施されるようになり、聳島列島媒島では 1999 年に根絶が達成された（東京都 2012）。

世界ワースト 100 の外来種にも挙げられている外来植物ギンネム *Leucaena leucocephala* L. (Fabaceae) は、小笠原において問題視されている侵略的外来生物の一種である (Hata *et al.*, 2007; Kachi, 2010)。媒島ではノヤギの根絶に続き、2003 年から主に刈り取りによるギンネム駆除が開始されたが、現在までのところ分布拡大の抑制すら成功しているとはいえない現状にある（東京都、2012）。既往研究において、ギンネムはヤギやヒツジの優良な餌資源であること (Kaitho *et al.*, 1997; 斎藤, 2001)、さらには小笠原諸島においてノヤギがギンネムを餌資源として積極的に利用していた可能性が示されている (斎藤, 2001)。実際、媒島においてノヤギが根絶された後にギンネムの分布域が大きく広がっている可能性は、しばしば議論されてきた。そこで本研究は、ノヤギの駆除達成から 10 年以上が経過した媒島を対象に、ノヤギ存在下から駆除後にかけての時系列の航空写真と現地調査を組み合わせることで、ノヤギによる摂食がギンネムの分布拡大を抑制していた可能性を検証した。得られた結果をもとに、媒島におけるギンネムの今後の管理方法について議論した。なお本報告は、2016 年に Weed Research 誌において発表された内容 (Osawa *et al.*, 2016) を一般向けに再構成したものである。原著論文、特に国際誌において本報告の内容を引用する場合は、Osawa *et al.* (2016) を引用していただきたい。

## II. 材料と方法

### 1. 調査地

研究対象地は聳島列島媒島 (27° 37' -27° 38' N, 142° 10' -142° 11' E, 1.37km<sup>2</sup>; 図 1) である。媒島は現在無人島だが、有人であった 1880 年代に家畜としてヤギが導入され、第二次大戦後に人間が撤退した後に野生化し、植生を大きく破壊したことが知られている (Hata *et al.*, 2007; Hata *et al.*, 2010; Kachi, 2010)。その後 1997 年から 1999 年にかけて集中的に駆除が実施され、1999 年には根絶を達成した。

### 2. 対象種

ギンネム *Leucaena leucocephala* L. (Fabaceae) は南米由来の常緑低木で、木材利用や飼料として東南アジアや小笠原諸島に導入された (Swets, 1988)。その旺盛な繁殖力と生態系への悪影響から、世界ワースト 100 侵略的外来種 (Lowe *et al.*, 2000) ならびに、日本の外来生物法における「要注意外来生物」に挙げられている。小笠原諸島では複数の島で繁茂しており、駆除活動が実施されている (東京都、2012)。

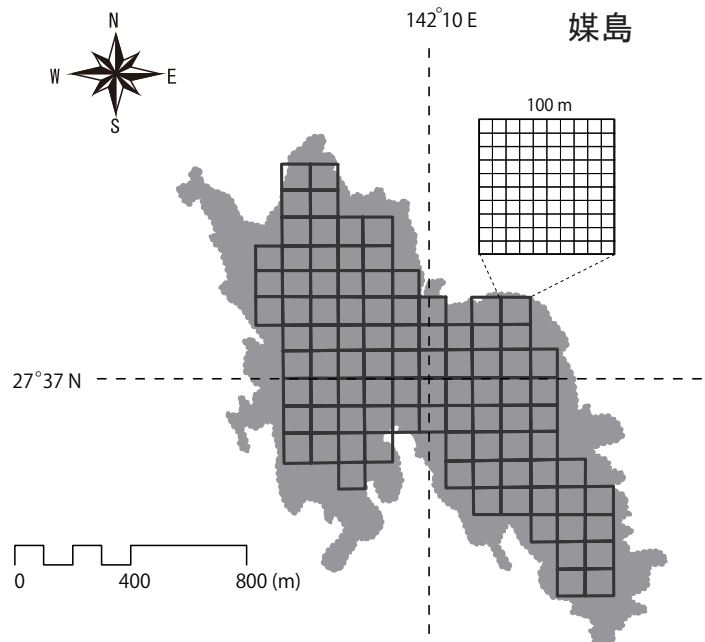


図1 研究対象地である聳島列島媒島と解析単位とした1 haプロットおよび集計に用いたサブプロット

### 3. 4 時期の航空写真整備および土地被覆の読み取り

ノヤギの存在下、駆除後の土地被覆の変化を定量化するため、媒島において撮影された4 時期の航空写真を入手した。撮影年代は1978年（スケール1：10000、国土地理院）、1991年（1：10000、環境省）、2003年（1：10000、環境省）、2012年（1：2500、東京都）の4 時期である。全ての写真は地理情報システム（GIS）で扱えるようにデジタル化および幾何補正を実施した。続いてGISを利用し、Hata *et al.*, (2007) によって設定された100×100 m の方形区（1 haプロット）と航空写真を重ね合わせた。各1 haプロットを100個のサブプロット（10×10 m）に分割し（図1）、サブプロット内で優占している土地被覆（裸地、森林、草原、その他）を割り当て、1 haプロットごとの土地被覆データを作成した。なお、航空写真間の解像度等による判読誤差を最小限にするため、解析の単位はサブプロットではなく1 haプロットを利用した。作業に利用したGISソフトウェアはArcGIS (10.1; ESRI, Redlands, California, USA) である。

### 4. 野外調査

2014年6月28日から7月1日にかけて現地調査を行い、各1 haプロットにおける優占植物種を調査した。方法は、崖や急傾斜地を除く島全体を徒歩で回り、見晴らしがよい場

所において緯度経度を GPS (Oregon 450; Garmin, Olathe, Kansas, USA) によって取得し、その場所から北、南、東、西それぞれ方向に見える優占植物種を記録するという方法である。よって各地点には 4 つの優占植物データが記録される。なお、植生が存在しない露岩地等は「裸地」と記録した。この結果を航空写真から作成した土地被覆データを重ね合わせることで、島における現在の優占植物種データを作成した。

### Ⅲ. 結果

#### 1. 1 ha プロットの各データ

解析対象とした 1 ha プロットの平均標高は  $61.20 \pm 24.3$  m (平均  $\pm$  標準偏差)、平均傾斜は  $21.08 \pm 6.6^\circ$ 、海岸線からの距離は  $142.48 \pm 63.7$  m であった。1978 年、1991 年、2003 年および 2012 年の裸地面積の割合は、それぞれ  $6.98 \pm 8.3\%$ 、 $20.28 \pm 23.5\%$ 、 $15.61 \pm 16.4\%$  および  $13.23 \pm 16.5\%$  であった。森林面積の割合は、それぞれ  $16.096 \pm 21.84\%$ 、 $11.09 \pm 18.4\%$ 、 $5.96 \pm 13.7\%$ 、 $11.31 \pm 20.8\%$  であった。草地面積の割合は、それぞれ  $69.24 \pm 20.6\%$ 、 $58.46 \pm 24.9\%$ 、 $68.74 \pm 19.9\%$ 、 $63.56 \pm 22.6\%$  であった (図 2)。

#### 2. 1 ha プロットの土地被覆変化

島全体の土地被覆割合を図 2 に示す。裸地は 1978 年から 1991 年にかけて増加し、1991 年から 2003 年にかけて減少し、2003 年から 2012 年にかけては安定していた (図 2a)。これは、裸地は 1978 年から 1991 年にかけて、すなわちノヤギ存在下において大幅に増加していたことを意味する。森林は 1978 年から 2003 年にかけて減少し、2003 年から 2012 年にかけて増加した (図 2b)。森林被覆が最小となったのは 2003 年であった。2003 年はヤギが根絶されてから 4 年後であったが、それまでヤギによる影響が継続し、森林の劣化が継続していた可能性を示唆する。2003 年と 2012 年の間には森林面積の増加がみとめられた (図 2b)。草地は、3 つの土地被覆クラスの中で最大面積を有していた (図 2c)。草地は 1978 年から 1991 年および 2003 年から 2012 年にかけてゆるやかに減少したが、1991 年から 2003 年にかけては増加していた (図 2c)。

#### 3. 野外調査と現在のギンネム優占林

野外調査によって 115 地点、460 の優占植物データを取得した。ここで記録された植物種数は 16 種であった (表 1)。優占種として記録された回数はギンネムが最も多く、続いてシマスズメノヒエ *Paspalum dilatatum* Poir が多かった (表 1)。115 地点のうち 32 地点では、少なくとも 1 方向においてギンネムが優占していた。32 地点のうち、25 地点が 2 方向

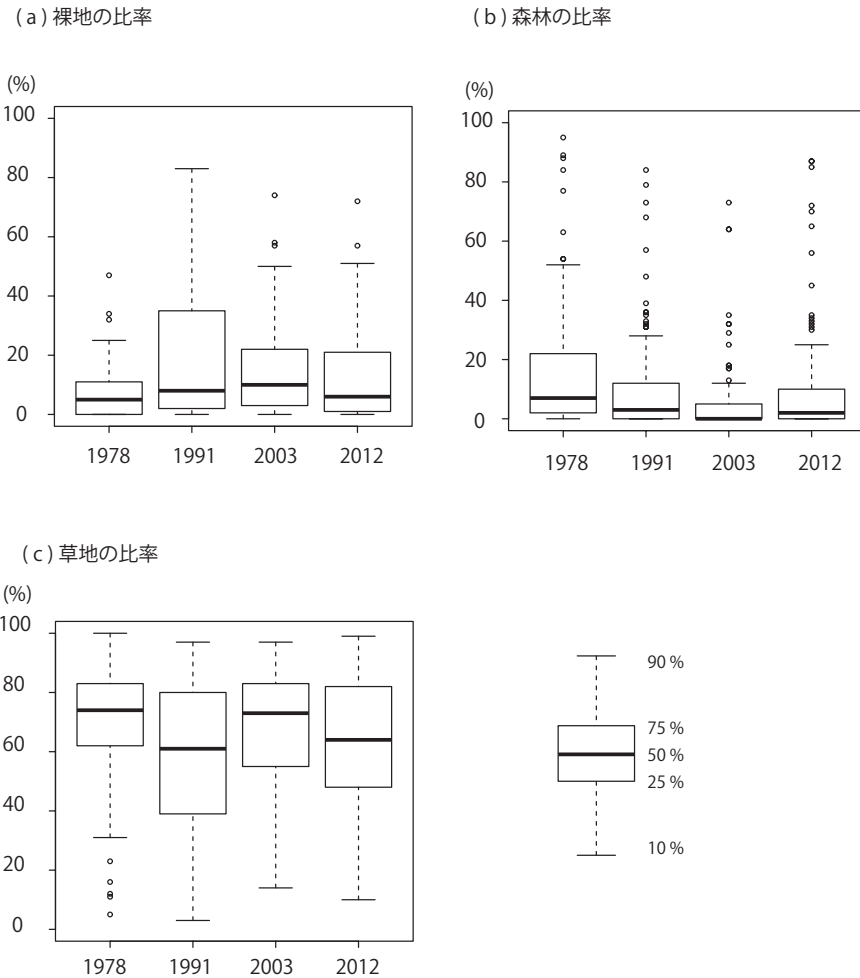


図2 航空写真から読み取った裸地、森林、草地それぞれの土地被覆の比率

以上でギンネムが優占していた。115の調査地点は、54の1haプロット内に含まれた(図3)。54のうち、12の1haプロットにギンネム優占地点が含まれていた(図3)。

ギンネム優占林を含む1haプロット、含まないプロットそれぞれの土地被覆の時系列変化を図4に示した。おおまかな傾向は基本的に全1haプロット(図2)と共通していたが、図の左側に示しているギンネム優占林を含むプロットは、図の右側に示しているギンネム優占林を含まないプロットに比べて変化の傾向が顕著であった(図4)。裸地について、ギンネム優占林を含むプロットでは1978年から1991年にかけての増加傾向、森林は1978年から2003年にかけての減少傾向が特に顕著であった(図4b)。草地では、1978年から1991年まで、2003年から2012年にかけての減少傾向、1991年から2003年にかけての増加傾向がギンネム優占林を含むプロットにおいて顕著であった(図4c)。

表 1 2014 年の現地調査による優占植物種

優占植物種和名	学名	点数
ギンネム	<i>Leucaena leucocephala</i>	93
シマスズメノヒエ	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	90
コウライシバ	<i>Zoysia pacifica</i> (Goudswaard) M.Hotta et Kuroki	79
スズメノコビエ	<i>Paspalum scrobiculatum</i> L. var. <i>orbiculare</i> (G.Forst.) Hack.	42
コウライシバ	<i>Pandanus boninensis</i> Warb.	16
タケ	<i>Phyllostachys bambusoides</i>	15
ゲンバイヒルガオ	<i>Ipomoea pescaprae</i> (L.) Sweet	9
ツボクサ	<i>Centella asiatica</i> L. Urb.	8
ウラジロエノキ	<i>Trema orientalis</i> L. Blume	7
シマザクラ	<i>Hedyotis leptopetala</i> A.Gray	6
コセンダングサ	<i>Bidens pilosa</i> var. <i>minor</i>	3
ホウキギク	<i>Symphytotrichum subulatum</i> (Michx.) G.L.Nesom var. <i>subulatum</i>	3
モモタマナ	<i>Terminalia catappa</i> L.	3
ツルナ	<i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pall.) Kuntze	2
シダの一種	<i>Pteridophyta</i> sp	1
ヨモギ属	<i>Artemisia</i> sp	1
裸地		82
合計		460

値は優占していた地点数を意味する。115 地点において調査を行ったため、調査地点数の合計は 460 となる。

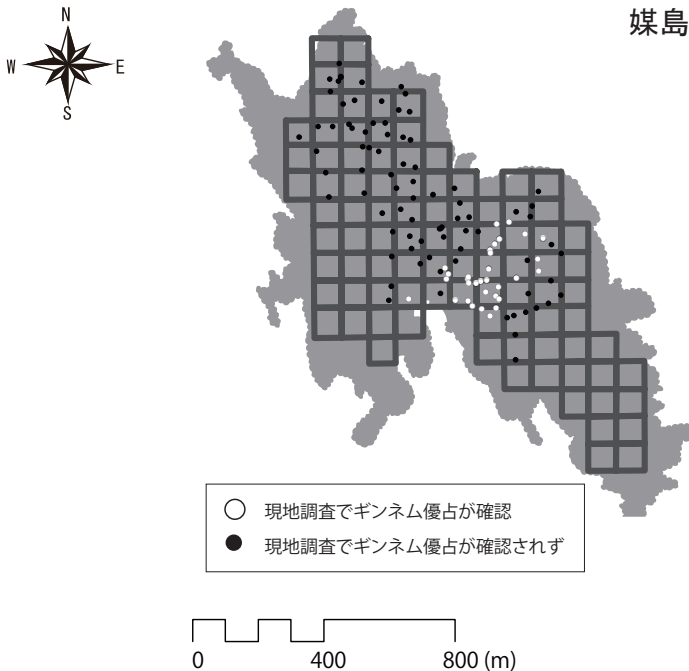
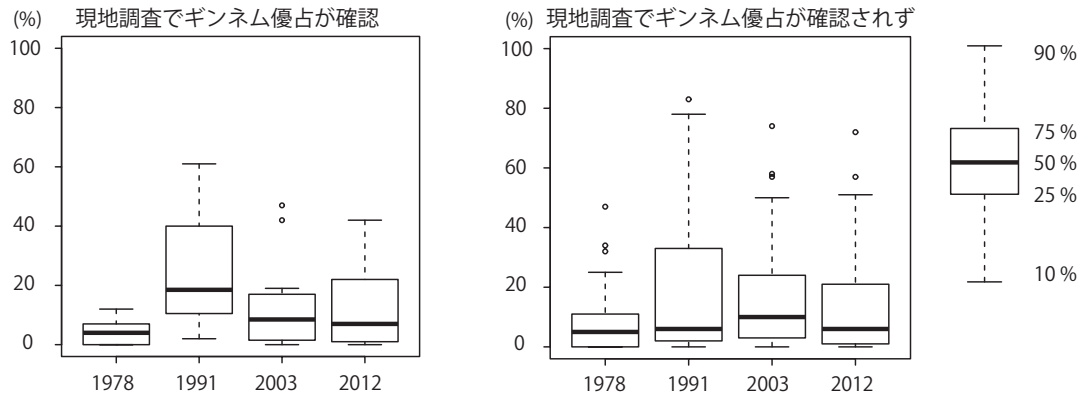
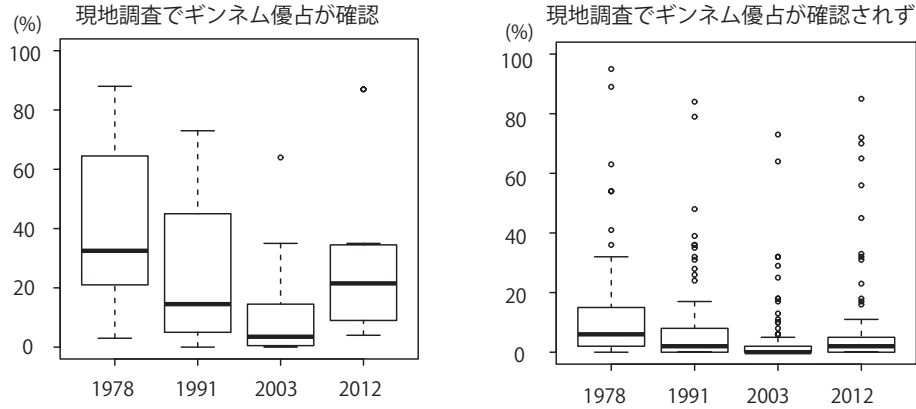


図 3 現地調査を行った地点と、ギンネムの優占が確認された地点  
 枠は図 1 で示した解析単位である 1 ha プロットを意味する。

(a) 裸地の比率



(b) 森林の比率



(c) 草地の比率

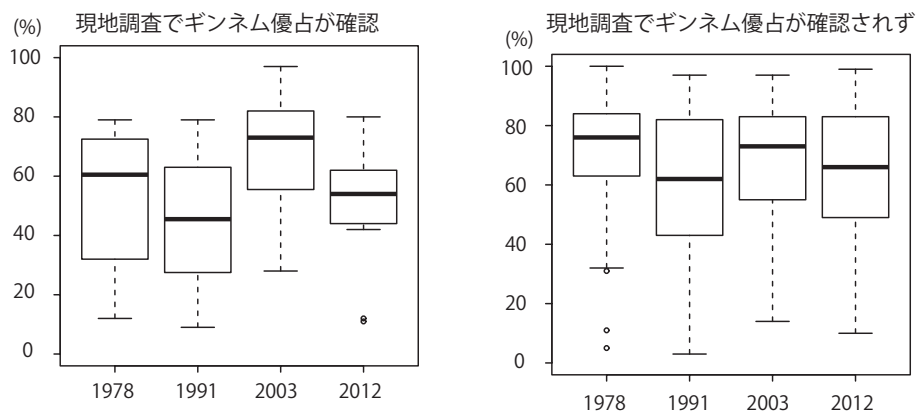


図4 航空写真から読み取った裸地、森林、草地それぞれの土地被覆の比率を現在ギンネムが優占している場所、していない場所に分割したもの

#### IV. 考察

航空写真から読み取った土地被覆は、ノヤギ存在下では森林と草地が減少し、裸地が増加していた。ノヤギ根絶後、裸地面積は減少し、徐々に森林面積が増加していった。しかし、現在ギンネムが優占している地域では、この傾向が極めて顕著であった。この結果は、間接的にはあるものの、ノヤギ根絶後、それによって在来種だけでなく、ギンネム優占林が著しく増加したことを示している。予想どおりノヤギは、媒島におけるギンネムの分布拡大を抑制していたと考えられる。ただ、興味深いことに、ノヤギ駆除後、ギンネム林の拡大に先立ち、草地面積が増加し、ギンネム林の拡大に伴って減少している傾向が見られた。この結果は、ノヤギ根絶後に増加した草地がギンネムに入れ替わっていることを示唆している。すなわち、草地がギンネム林拡大を仲介した可能性を示唆する。

人為的に導入された草食動物が導入地に存在する植物を積極的に摂食している場合、草食動物の根絶によって摂食されていた植物が爆発的に繁茂する場合がある (Zavaleta *et al.*, 2001)。本研究においても、ギンネムはノヤギの根絶によって摂食圧から開放され、急激に勢力を拡大した可能性が高い。ただし、ギンネム林はヤギが根絶された後、裸地に直接成立するのではなく、3つのステップを踏んでいると推察される。第1に、ノヤギ存在下(1978-1991年)においては、ノヤギによる摂食および踏みつけによって森林、草地問わず植生が失われ、裸地が増加した。第2に、ノヤギの駆除および根絶に至る期間では(1991-2003年)ノヤギによる摂食圧が低減することにより、裸地にまず成長が早い草地が成立したと考えられる。そしてヤギが根絶され、攪乱がほとんどなくなった後は(2003-2012年)、二次遷移によって草原が森林に置き換わっていったと考えられる。しかし、この遷移に従ってギンネムが優占する森林も成立していったようだ。媒島が有人島で、ヤギが管理下にあった時代の植生については記録がないが、ヤギが野生化する前にギンネム優占林が多数存在していたことは考えにくいので、現在のギンネムが繁茂した媒島は、ノヤギとギンネムが相互作用した結果、成立した新しいノベル・エコシステムが成立している可能性が高い。

とはいえ、ギンネム優占林は島全体を覆っているわけではなく、島の中央部東側から南東部に集中している(東京都、2012)。2002年の記録によると、ギンネム優占林は島の中心部に分布しており(Hata *et al.*, 2010)、地理的には現在ギンネムが優占していない地域にも物理的には侵入可能と考えられる。このことは、ギンネムは全ての草原を侵食するわけではないことを示唆している。この原因をはっきりさせることができなかったが、例えば土壌の物理性、化学性、生物性や草原の優占種等が影響しているのかもしれない。今後の研究課題として、ギンネムの侵入を受けなかった草原を詳細に調査し、ギンネムの侵入を



妨げる要因を明らかにすることが挙げられる。しかし、たまたま現時点ではまだ侵入できていないだけという可能性もあるため、今後もギンネムの分布状況を慎重にモニタリングしていく必要がある。

本研究によって、ノヤギの根絶が結果的にギンネムの分布拡大を助長してしまったことが示唆された。このことは、人為的な駆除を継続しない限り、今後もギンネムは分布を拡大していくことを意味する。さらに、ギンネムは草地に侵入し、そこで優占林を成立させることも示唆された。ギンネムは基本的に重力散布を行うため (Hata *et al.*, 2010)、ギンネム林に近接した草地は、今後ギンネム林に侵食される可能性が高いことが考えられる。媒島におけるギンネム林の面積は既に全面的な駆除が行える規模ではなくなっているため、特に重要な区域に駆除努力を集中すべきである。この観点から、大面積の草地に隣接しているギンネム林は、今後の分布拡大を防ぐために優先して駆除すべきだろう。こういった場所では、除草剤や重機を使う等、大規模な駆除を行うべきかもしれない。限られた労力で有効な駆除等の管理行為を行うために、労力を集中すべき地域を明らかにすることは重要なステップである (Grice *et al.*, 2011)。本研究の成果は、こういった計画的な管理計画の立案に貢献できる可能性がある。

## 謝辞

本研究は、文部科学省科学研究補助金 25241025 「外来生物駆除後の海洋島の生態系変化：環境不均質性を考慮した管理シナリオの提案」および 16H01794 「生態系機能の持続可能性：外来生物に起因する土壤環境の劣化に伴う生態系の変化」(ともに基盤研究 A、代表者：可知直毅)の一部として行った。本報告は、2016年に Weed Research 誌に掲載された内容を再構成したものである。本研究を進めるにあたり、小笠原総合事務所国有林課、環境省関東自然環境事務所、東京都総務局小笠原支庁土木課自然公園係の皆様には様々な便宜を図っていただいた。以上を記して謝意を表する。

## 文 献

- Campbell K, Donlan C (2005) Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology* 19: 1362-1374.
- Crooks JA (2002) Characterizing ecosystem - level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97: 153-166.
- Desender K, Baert L, Maelfait J-P & Verdyck P (1999) Conservation on Volcan Alcedo (Galapagos): terrestrial invertebrates and the impact of introduced feral goats.

- Biological Conservation* 87: 303-310.
- Gonzalez A, Lambert A & Ricciardi A (2008) When does ecosystem engineering cause invasion and species replacement?. *Oikos* 117: 1247-1257.
- Grice A, Clarkson J & Calvert M (2011) Geographic differentiation of management objectives for invasive species: a case study of *Hymenachne amplexicaulis* in Australia. *Environmental Science & Policy* 14: 986-997.
- Hata K, Suzuki J-I & Kachi N (2007) Vegetation changes between 1978, 1991 and 2003 in the Nakoudojima island that had been disturbed by feral goats. *Ogasawara Research* 32: 1-8.
- Hata K, Suzuki J-I & Kachi N (2010) Fine-scale spatial distribution of seedling establishment of the invasive plant, *Leucaena leucocephala*, on an oceanic island after feral goat extermination. *Weed Research* 50: 472-480.
- Hobbs RJ, Higgs ES & Hall C (2013) *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*. Wiley-Blackwell. 368p
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M. (2000) *100 of the world's worst invasive alien species A selection from the Global Invasive Species Database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG, IUCN)  
<http://s1.downloadmienphi.net/file/downloadfile2/169/1398476.pdf>
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Jones CG, Gutierrez JL, Byers JE, Crooks JA, Lambrinos JG & Talley TS (2010) A framework for understanding physical ecosystem engineering by organisms. *Oikos* 119: 1862-1869.
- Kachi N (2010) Impacts of Invasive Alien Species on Native Ecosystems on the Bonin Islands. In : *Restoring the Oceanic Island Ecosystem*, 11-14.
- Kaitho R, Umunna N, Nsahlai I, Tamminga S, Van Bruchem J & Hanson J (1997) Palatability of wilted and dried multipurpose tree species fed to sheep and goats. *Animal Feed Science and Technology* 65: 151-163.
- Kueffer C, Daehler CC, Torres-Santana CW, Lavergne C, Meyer J-Y, Otto R, Silva L (2010) A global comparison of plant invasions on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 145-161.
- Miyake M & Miyashita T (2011) Identification of alien predators that should not be

- removed for controlling invasive crayfish threatening endangered odonates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 292-298.
- Osawa T, Hata K & Kachi N (2016) Eradication of feral goats enhances expansion of the invasive shrub *Leucaena leucocephala* L. on Nakoudo-jima, an oceanic island. *Weed Research* 56: 168-178.
- Pope KL, Garwood JM, Welsh Jr HH & Lawler SP (2008) Evidence of indirect impacts of introduced trout on native amphibians via facilitation of a shared predator. *Biological Conservation* 141: 1321-1331.
- 齊藤望美 (2001) 小笠原諸島のギンネムの分布に野生化ヤギと人間はどんな影響を与えてきたのだろうか? 『植生環境学』古今書院, 201-211.
- Swets JA (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.
- 東京都 (2012) 平成 24 年度小笠原国立公園智島列島植生回復調査報告書. 142p.
- Zavaleta ES, Hobbs RJ & Mooney HA (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 454-459.