長野県生坂村の無居住化地域における竹林拡大： 1977 年と 2014 年の空中写真を用いた比較

相原 隆貴¹・小林 慧人²・高野（竹中） 宏平^{3, 4*}・深澤 圭太⁵・
中園 悦子⁶・尾関 雅章^{3, 4}・松井 哲哉⁷

¹ 筑波大学生命環境科学研究科 〒305-8577 つくば市天王台 1-1-1

² 京都大学大学院農学研究科 〒606-8502 京都市左京区北白川追分町

³ 長野県環境保全研究所自然環境部 〒381-0075 長野市北郷 2054-120

⁴ 信州気候変動適応センター 〒381-0075 長野市北郷 2054-120

⁵ 国立環境研究所 〒305-8506 つくば市小野川 16-2

⁶ 東京大学生産技術研究所 〒153-8505 目黒区駒場 4-6-1

⁷ 森林研究・整備機構森林総合研究所 〒305-8687 つくば市松の里 1

**Range expansion of *Phyllostachys* (Poaceae) bamboo stands in a deserted area of Ikusaka village,
Nagano Prefecture, central Japan: Comparisons in aerial photography between 1977 and 2014**

**Takaki Aihara¹, Keito Kobayashi², Kohei Takenaka Takano^{3,4}, Keita Fukasawa⁵,
Etsuko Nakazono⁶, Masaaki Ozeki^{3,4}, and Tetsuya Matsui⁷**

¹ Graduate School of Life and Environmental Studies, University of Tsukuba, Tennodai 1-1-1, Tsukuba, 305-8577 Japan

² Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kitashirakawaoiwake-tyo, Sakyo-ku, Kyoto, 606-8502 Japan

³ Natural Environment Division, Nagano Environmental Conservation Research Institute, Kitagoh 2054-120, Nagano,
381-0075 Japan

⁴ Local Climate Change Adaptation Center in Shinshu, Kitagoh 2054-120, Nagano, 381-0075 Japan

⁵ National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba, 305-8506 Japan

⁶ Institute of Industrial Science, the University of Tokyo, Komaba 4-6-1, Meguro, Tokyo, 153-8505 Japan

⁷ Forestry and Forest Products Research Institute, Forest Research and Management Organization, Matsunosato 1,
Tsukuba, 305-8687 Japan

Abstract: Range expansion of unmanaged invasive *Phyllostachys* bamboo stands is one of the most serious problems in ecosystem management in *Satoyama* area across Japan. It is feared to be accelerated by depopulation and climate change. In this study, we analyzed changes in vegetation and land use by using aerial photography between 1977 and 2014 in a deserted area in Ikusaka village, Nagano Prefecture, central Japan. We also conducted field surveys in 2017, 2018, and 2020. Consequently, the areas of bamboo stands were estimated to have expanded 13.54 times from 0.26 ha of 3 stands in 1977 to 3.52 ha of 17 stands in 2014. The annual expansion ratio of the whole area was estimated to be 1.073 ha·ha⁻¹·year⁻¹, which was in the range (0.96–1.11) of those previously reported majorly for moso bamboo (*Phyllostachys edulis*). Among the 17 bamboo stands recognized in the aerial photography in 2014, 14 were identified as hachiku (*P. nigra* var. *henonis*) and 3 as madake (*P. bambusoides*) bamboos by the field surveys. The annual expansion ratios of individual stands that were comparable between 1977 and 2014 were 1.016, 1.056 (for 2 hachiku stands), and 1.036 (for 1 madake stand). These results imply that there are risks of range expansion of hachiku and madake bamboos even in cooler hilly

* 連絡先: takano-kohei-r@pref.nagano.lg.jp

受付: 2020 年 3 月 31 日 / 受理: 2020 年 12 月 10 日

and mountainous areas comparable to those of moso bamboo in western Japan.

Key Words: Population decline, Deserted area, Unmanaged bamboo forest, *Phyllostachys nigra* var. *henonis*, *Phyllostachys bambusoides*

要旨：マダケ属のタケ (*Phyllostachys* spp.) は産業管理外来種に指定され、放置竹林の拡大は日本の里地里山管理で最大の問題点とも言われるが、人口減少や温暖化によって今後さらに加速する恐れがある。本研究では、長野県生坂村で無居住化した集落の一つを対象に、無居住化前後の 1977 年と 2014 年の空中写真から植生や土地利用を判読し、その変化を解析した。2017 年、2018 年、2020 年には現地を調査した。その結果、1977 年から 2014 年にかけて集落全体の竹林面積は 1977 年の 3 林分 0.26 ha から 2014 年の 17 林分 3.52 ha へと 13.54 倍に増加し、年間拡大率は $1.073 \text{ ha} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ と推定された。現地調査の結果、2014 年の空中写真で判読できた 17 林分はハチク *P. nigra* var. *henonis* (14 林分) とマダケ *P. bambusoides* (3 林分) だった。1977 年と 2014 年で比較可能な 3 林分の個別の年間拡大率はハチク 2 林分がそれぞれ 1.016, 1.056, マダケ 1 林分が $1.036 \text{ ha} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ だった。これらの推定値は、西日本のモウソウチクを中心に報告されてきた値 (平均 1.03) に近く、年平均気温が 11.2°C と比較的涼しい地域のマダケやハチクであっても、同程度の拡大リスクがある可能性を示している。

キーワード：人口減少、廃村集落、放置竹林、ハチク、マダケ

はじめに

1. 日本の放置竹林問題

日本の竹林面積は 16 万 1 千ヘクタールに上り (林野庁 2014)、その 99% 以上をマダケ属のモウソウチク *Phyllostachys edulis* (syn: *P. pubescens*) とマダケ *P. bambusoides* が面積比でおよそ 3:1 の割合で占める (鳥居・井鷲 1997)。これらは、竹材や食用タケノコとして利用するために日本各地の家屋や農地の脇、里山林の一部等に植栽されてきた。長野県では北部から南部まで全県的に同属のハチク *P. nigra* var. *henonis* も多く見られる (尾関ほか 2018)。ハチクはモウソウチクやマダケに比べて耐寒性が高い種である (室井 1962)。また、細く割りやすいという材質から、茶筌などの茶道用具に利用されてきた (室井 1962)。

しかし、中国からの安価な水煮タケノコ輸入の増加や竹材のプラスチックへの代替、1950～1970 年代のマダケの全国規模での一斉開花・枯死とそれに伴う資源枯渇などによって竹産業が衰退し、近年、日本各地の竹林が管理放棄された (柴田 2018 等)。

大型マダケ属のタケ (モウソウチク、マダケ、ハチク) は発達した地下茎網を持ち、水平方向へ林分を広げ、地上部に出現した筍はわずか数か月で高さ 10 m 以上に成長するため、周辺の土地へ急速に拡大できる。特にモウソウチク林では、1990 年前後から管理放棄に伴う荒廃や周辺の農地や森林への拡大が多数報告されている (室井 1995; Okutomi *et al.* 1996; 鳥居・井鷲 1997 等)。放置竹林の拡大は、景観悪化に加えて、森林の種構成 (鈴木 2010; Bai *et al.* 2012; Bai *et al.* 2013)、人工林の土壌や水分生理 (今治ほか 2013; 横尾ほか 2015)、物質循環 (徳地ほか 2010; Fukushima *et al.* 2015) を短期間で劇的に変化

させることから、現在多くの自治体や住民によって問題視され (相原・立花 2018)、日本の里地里山管理で最大の問題点とも言われている (環境省 2004)。

2. 生物多様性に対する第 2 の危機としての竹林拡大

日本の人口減少は過去に例のない速度で進み (厚生労働省 2015)、過疎化の進行や第一次産業からの労働人口の流出等によって、現在の居住地の 2 割程度が 2050 年までに無居住化すると予測されている (国土交通省 2014a, b)。人間活動の縮小後には、その土地の生物多様性が回復するとの見方がある一方で (Pereira and Navarro 2015)、日本では里山や農地の荒廃や森林化が進み、生物多様性が低下する可能性も指摘されている (奥 2013; Suzuki *et al.* 2016; Koshida and Katayama 2018)。こうした自然に対する働きかけの縮小による危機は生物多様性に対する第 2 の危機とされ (環境省 2012)、放置竹林の拡大もその一つと考えることができる。人口減少と無居住化が進行し、竹林やその拡大先となる農地や森林が放置されると、さらに竹林が拡大し、周辺の生態系や景観に、より大きな影響を及ぼすことが懸念される (奥 2013)。しかし、廃村集落を対象として無居住化前後の竹林面積拡大を評価した事例はない。

3. 第 3 (外来種)・第 4 (温暖化) の危機と竹林拡大

マダケ属の分布の中心は中国で (Ohrnberger 1999; 岡村 1996)、モウソウチクも中国原産で日本には 18 世紀に導入されたとされるが (鈴木 1996)、マダケとハチクは中国原産説と日本原産説がある (北村・村田 1979; 鈴木 1996; 岡村 1996; Ohrnberger 1999; 小林 2017; 自然環境研究センター 2019)。現在「モウソウチクなどの竹類 (*Phyllostachys* spp.)」は産業

管理外来種（産業または公益的役割において重要であるが、利用上の留意事項が求められるもの）に指定されている（環境省・農林水産省 2015；自然環境研究センター 2019）。10 m 以上の真っ直ぐで軽く加工しやすい稈（材）と美味しい筍（食料）が採れるマダケ属は古くから非常に有用な植物であり、著者等の観察では気候さえ許せば必ずと言って良いほど人里に竹林があり、逆に竹林があれば人が住んでいた痕跡が見つかる。

繁殖特性に目を向けると、日本国内でモウソウチクの天然更新は報告されたことがなく（鳥居・井鷲 1997）、遺伝的同質性も高く（Isagi *et al.* 2016）、マダケでは 1950 年から 1970 年頃の一斉開花期に結実率が極めて低く実生の成長も悪いという報告が多数挙げられている（上田 1961 等）。ハチクでは、約 1 世紀前の一斉開花期において、開花後に結実が見られず地下部に残存する地下茎から次第に回復したという記録が残されており（坪井 1913 等）、その後の部分開花や、2010 年代より日本各地で数多く見られ始めている一斉開花時にも、明瞭な成熟種子は観察されていない（岡村 1996；小林ほか 未発表）。これらの理由から、人の手によって各地に植栽されることで、現在の日本のモウソウチク、マダケ、ハチクを主とする竹林景観が形成された可能性が高い（高野ほか

2020 等）。

このように竹林拡大は生物多様性に対する第 3 の危機（人間により持ち込まれたものによる危機）の側面も持っている。さらにマダケ属のタケは南方種のため、温暖化（第 4 の危機：地球環境の変化による危機）によって生育適域が拡大すると予測されている（Takano *et al.* 2017）。

4. 本研究の目的

そこで本研究では、山間地の廃村集落を対象に、空中写真判読と現地調査により、無居住化前後の竹林の面積拡大を定量的に解析することで、今後の人口減少や温暖化に備えた竹林管理を考える上での基礎データとすることを目的とした。

調査地および方法

1. 調査地

(1) 調査地の選定

長野県生坂村の小立野入地区に位置する日影農業集落（図 1）を研究対象地とした。ここでいう農業集落とは、農林統計協会による農林業センサスの統計区分の最小単位であり、「もともと自然発生的に農村地域に存在する地域社会で、家と家とが地縁的、

図1. 日影農業集落の位置. 等高線は100 m間隔. 河川は, 国土数値情報河川データより.

血縁的に結びつき、各種の集団や社会関係を形成してきた社会生活の基礎的な単位である。」と定義されたものとする（農林統計協会 2015a）。

本集落を選定した理由は、ブログ（長野県の廃村集落探訪 生坂村小立野入 泥沢 <http://blog.livedoor.jp/urayamaex/archives/4892964.html> 最終確認 2020 年 9 月 9 日）で竹林の繁茂が報告されており、山間地のため無居住化後の人為の影響が少ないと考えられ、地域的にも竹林の繁茂が見られたためである。現在、本集落の周辺の植生としてはスギの人工林やコナラやケヤキなどの二次林が広く占めている（筆者等の現地視察結果による）。

(2) 調査地の概要

日影農業集落が属した生坂村は人口 1,721 人、世帯数 716 の中信地域の山間地に位置する自治体で、年降水量は約 1,000 mm、年平均気温は 11.2℃である（生坂村公式ホームページ <http://www.village.ikusaka.nagano.jp> 最終確認 2020 年 9 月 9 日）。生坂村にはハチクが多く生育している（筆者等の現地視察結果による）。また、生坂村誌（生坂村 1997）や小立野入地区に設置されている看板によれば、村内では戦国時代から地域の竹を材料に建築材、柵、籠、弓矢などを作っており（生坂村 1997）、モウソウチクが日本に伝来する 18 世紀以前から、ハチク林が成立していた可能性が高い。

日影農業集落は生坂村の安曇野市との境界部の山間地で標高約 600 m 付近に位置する（図 1）。総戸数は表 1 のように 1960 年から 1980 年にかけ徐々に減少しており、1990 年以降のデータは欠損している。農業集落カードでは 10 年ごとに農業集落ごとの総戸数が集計されるが、総戸数が 4 戸を下回るとデータが公表されなくなる。このため、本集落では 1980 年から 1990 年の間に戸数が 4 を下回ったことがわかる。さらにこの年代以降に集落が無居住化したと考

表 1. 日影農業集落の総戸数の推移（1960 年～2010 年）

総戸数（戸）	
1960年	17
1970年	14
1980年	6
1990年	—
2000年	—
2010年	—

「—」はデータの記載なし。総戸数が4戸以下になると農業集落カードの情報は公表されなくなる。1970年、1980年、1990年、2000年、2010年世界農林業センサス農業集落カードより作成。

えられる。また、生坂村誌（生坂村 1997）においては 1960 年代から村外への多数の人口流出や集団移住が記述されており、本調査地の周辺でも多くの農業集落が無居住化したと推測される。

2. 空中写真解析

無居住化前後の土地利用形態と竹林の面積変化を調べるため 1977 年と 2014 年の 2 時期の空中写真を判読した。空中写真の判読には、1977 年に国土地理院が撮影したカラー空中写真と、2014 年に NTT 空間情報が撮影しオルソ補正された GEOSPACE CDS の空中写真を用いた。1977 年の空中写真は、Photoscan (Agisoft 社) を用いてオルソ画像補正を行った。なお、オルソ画像補正の過程で日影農業集落の一部で補正できずに空白となった地帯があったため、隣接する空中写真を同様にオルソ補正し結合することで空中写真の判読を行った。判読範囲の識別には 2015 年農林業センサス地図データ（農林統計協会 2015b）の農業集落界シェープファイルを用いた。1977 年および 2014 年それぞれの画像から「竹林」、「農地・草地（無立木地）」、「家屋」を判読し、ArcGIS 10.3.1 (ESRI 社) 上で目視判読およびポリゴン化することでその位置および面積を把握した。また、それら 3 属性以外の土地はいずれも立木の見られる土地だと判断できたため、「森林」として、同様に面積を計算した。さらに 2 つの年代のそれぞれの属性を重ねあわせ、1977 年から 2014 年の各属性の面積変化を比較した。竹林の面積変化の指標として、先行研究でも用いられている年間拡大率 AER ($\text{ha} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)（鳥居・井鷲 1997；鈴木 2008；篠原ほか 2014）を算出した。

$$\text{AER} = (A_{\text{after}}/A_{\text{before}})^{1/Y}$$

ここで、 A_{after} は 2014 年の竹林面積 (ha) であり、 A_{before} は 1977 年の竹林面積 (ha)、 Y は解析年数 ($\text{year}=37$) を表す。

3. 現地調査

竹林を構成する種の同定および繁茂状況の確認を行なうため、2017 年 6 月 13 日、14 日、2018 年 8 月 17 日、2020 年 3 月 13 日に、2014 年の空中写真で確認された全ての竹林を調査した。なお、元住民・地権者等とのコンタクトはとれていないため、器物の破損や集落内の物の持ち去り等には厳重に注意した。

結 果

1. 空中写真解析

図2に、(A) 1977年および(B) 2014年における各属性（竹林、農地・草地、家屋、森林）の集落内における位置を示した。1977年の空中写真では判読可能なサイズの竹林は3ヶ所のみだった（図2A）。家屋周辺の緩傾斜地に農地・草地、さらにその周りに森林が分布し、竹林は農地・草地と森林の境界部に位置していた（図2A）。2014年の空中写真（図2B）では大きな面積の竹林がはっきりと確認できたが、竹林は1977年から2014年の37年間で、1977年時点で農地や草地だった場所に多く侵入していた（図3）。中には1977年には家屋だった場所が2014年には竹林となっている場所もあった（図3、図中央北部）。

各属性の面積拡大・縮小について見ると（表2）、竹林は3林分0.26 haから17林分3.52 haへ面積で13.54倍、森林は109.56 haから113.30 haへ1.03倍にそれぞれ増えていた。一方で、農地・草地は13ヶ所6.93 haから1ヶ所0.11 ha（面積比0.016倍）と大幅に減っていた。同様に家屋は9ヶ所0.26 haから3ヶ所0.07 ha（面積比0.27倍）と減少していた。

土地利用・土地被覆の変化を見ると、1977年時点の農地・草地の1.36 haが竹林へ、5.45 haが森林と変化した。森林から竹林への変化は1.96 ha、竹林から森林への変化は0.09 haだった（表2）。

日影農業集落全体では1977年から2014年にかけての竹林の年間拡大率 AER は $1.073 \text{ ha} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ と推定された（表3 下端）。

図2. 日影農業集落の1977年および2014年の空中写真とその判読結果。用いた空中写真はそれぞれ国土地理院カラー空中写真、GEOSPACE CDS 航空写真。竹林、農地・草地、家屋の位置をそれぞれの年で囲った。等高線は、10 m 間隔。1977年の竹林は判読不能の箇所が多いことに注意。2014年の空中写真から判読された竹林のうち、2020年の現地調査でマダケと確認された林分は水色で強調した。それ以外はハチクと確認された。

図3. 日影農業集落における1977年と2014年の各属性の位置変化。h1-h14（ハチク）とm1-m3（マダケ）は表3の林分IDに対応。

表 2. 日影農業集落の土地利用面積の変化（1977 年，2014 年）

年	土地利用	ha（箇所数）	2014			
			竹林	農地・草地	家屋	森林
			3.52 (17)	0.11 (1)	0.07 (3)	113.3
1977	竹林	0.26 (3)	0.17	0	0	0.09
	農地・草地	6.93 (3)	1.36	0.11	0	5.45
	家屋	0.26 (9)	0.03	0	0.07	0.16
	森林	109.6	1.96	0	0	107.60

日影農業集落における土地利用形態の各属性「竹林」「農地・草地」「家屋」「森林」の1977年と2014年の面積(ha)および箇所数と1977年から2014年にかけての各属性間の面積変化を表した。

表 3. タケの種・林分ごとの面積，変化率および年間拡大率 AER ($\text{ha} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)

種	林分ID	面積 (ha)		変化率 (倍率)	AER
		1977年	2014年		
ハチク	h1	0.127	0.228	1.800	1.016
	h2	0.069	0.524	7.631	1.056
	h3		0.378		
	h4		0.250		
	h5		0.229		
	h6		0.190		
	h7		0.177		
	h8		0.153		
	h9		0.146		
	h10		0.135		
	h11		0.065		
	h12		0.054		
	h13		0.041		
	h14		0.039		
マダケ	m1	0.060	0.220	3.658	1.036
	m2		0.403		
	m3		0.286		
2時期で比較可能なハチク2林分(h1, h2)の合計		0.196	0.753	3.848	1.037
ハチク合計		0.196	2.608	13.329	1.073
マダケ合計		0.060	0.909	15.078	1.076
竹林合計		0.256	3.516	13.741	1.073

林分IDは図3と対応。

2. 現地調査

2014年の空中写真で確認できた竹林17林分を構成する種は現地調査でハチク（14林分）およびマダケ（3林分）と確認された（表3，図3）。これらの放置竹林では稈の高密度な繁茂や枯れた稈の倒伏が多数，広い範囲に渡って見られ，家屋に近づくことも困難なほど密生している箇所もあった（図4-1，2，3，4）。また，集落周辺のスギ人工林や広葉樹二次林の下層においてハチクが多く侵入していることも確認できた（図4-5，6）。このように対象地の竹林は，そのほとんどが管理放棄されていたが，墓地へ続く道周辺等のハチク林では人による稈の伐採痕も見られた。

考 察

これまで管理放棄された森林や農地への竹林拡大は多数報告されてきた（Okutomi *et al.* 1996；鳥居・井鷲 1997；鈴木 2008 等）。しかし，廃村集落（かつて人々が生活を営んでいたものの，何らかの理由で人々が離れ，放棄されている集落；坂口 1986）を対象とし，無居住化前後での竹林の拡大を定量化したのは本研究が初めてである。また小林ほか（2018），小林ほか（2019）を除けば，無居住化前後で植物種の変化を追った数少ない事例の一つとなる。

空中写真判読の結果，無居住化前（1977年）に0.26 haだった竹林は主に農地・草地，森林であった箇所に侵入し，2014年には3.52 haと13.54倍に増加して

図4. 長野県生坂村日影農業集落におけるハチク林の拡大および家屋の土壁の木舞下地の様子。1, 3, 4は2017年6月14日撮影。2, 5は2018年8月17日撮影。6は2017年6月13日撮影。

いた（表2，図2，3）。1977年の空中写真の解像度が400 dpiと粗いため，竹林があったのかどうか確定できなかった箇所が多数あるものの，空中写真から竹林の拡大を検出した先行研究と同様に，判読できなかった小規模の竹林が拡大した可能性が高い（鳥居・井鷲 1997）。2時期の空中写真で確認された3林分で林分毎の年間拡大率 AER を算出するとハチクで1.016と1.056（表3および図3のh1, h2），マダケで1.036 ha・ha⁻¹・year⁻¹（同m1）と推定された。

篠原ほか（2014）のレビューによると，日本各地で報告された主にモウソウチク林からなる竹林の年間拡大率 AER は最小が0.96（上原・重松 2004），最大が1.11（Isagi and Torii 1998），平均は1.03 ha・ha⁻¹・year⁻¹で，本研究の推定値（集落の竹林全体で1.073，林分レベルではハチクで1.037，マダケで1.036 ha・ha⁻¹・year⁻¹）は同程度である。このように，本調査地のように年平均気温が11.2℃と比較的涼しい地域のマダケやハチクであっても，西日本のモウソウチク林を中心に報告されてきた事例と同程度の拡大リスクがあると考えられる。実際に，長野県上田市塩田地域では放置されたハチク林の拡大が問題として認識され，自治協議会による取り組みが始まっている。

日本の主要なマダケ属のタケにおいて，モウソウチクはマダケやハチクよりも背丈が高い（鈴木 1996；Gratani *et al.* 2008 等）ことが知られている。こうした違いからモウソウチクが隣り合う林冠木を覆うように森林へ侵入することが多いのに対し（Okutomi *et al.* 1996；鳥居・井鷲 1997），本研究の現地調査ではハチクが森林の下層へと入り込むように

侵入する状態が多く観察された（図4-5，6）。そのため，ハチクやマダケが上層木の林冠に置き換わり空中写真で識別されるようになるまでより長い時間が掛かり，年間拡大率が過小評価された可能性がある。逆に，取得可能な空中写真のタイミングによっては，下層への入り込みは，年間拡大率を過大評価する原因にもなり得る。空中写真を比較する2時期のうち，初期において林冠に達せず空中写真で判別されない侵入初期の竹林の割合が多ければ，初期の竹林面積を過小評価する。この後に，林冠構成樹種の枯損等によって，下層にあったハチクやマダケが見えるようになり，それが後期の空中写真で判別されるようになれば，見かけ上の年間拡大率を過大評価することもあり得る。今後の研究では，林冠木よりも背丈の低い竹林の年間拡大率を推定する際にはこうした状況も考慮し，冬期の空中写真の利用や，Kobayashi *et al.*（2018）で提案されているように現地調査による方法等も検討する必要がある。

加えて，モウソウチクでは，皆伐後3年放置した後，3年間の継続伐採を経た竹林では新たな稈の発生は1本/100m²となったが（Suzuki and Nakagoshi 2018），ハチクでは10年以上皆伐を続けても新たな稈が発生することが報告されている（鈴木 2019）。このことからハチクにおいては，モウソウチクと比べ地下茎へより多くの養分を蓄積していることが推察され，より暗い環境で生育および林分の拡大を行うことができる可能性がある。しかし現在のところ，ハチク林の周辺の土地への拡大を報告した事例はSaroinsong *et al.*（2006）と本研究のみである。今後，

モウソウチク林のみならず管理放棄されたハチク林やマダケ林の林分面積変化の事例研究の蓄積、また種特性を踏まえた拡大速度や様式の違いについての整理が待たれる。

謝 辞

研究に際し、生坂村ハチクの会の竹本志のぶ氏、平田勝章氏には調査にあたって村の基本的な情報、竹林を取り巻く地域の方々による活動などについて丁寧にご説明いただいた。法政大学人間環境学部の湯澤規子教授には、廃村集落に関する貴重な文献を提供していただき、過去の先駆的な研究事例を紹介していただいた。駒澤大学文学部の鈴木重雄准教授には、本論の考察に資する最近の研究内容を紹介していただいた。この研究は、文部科学省「気候変動の影響評価等技術の開発に関する研究(JPMXD0715667165)」及び「気候変動適応技術社会実装プログラム(SI-CAT)における社会実装の着実な推進(JPMXD0715667201)」、環境省「地域適応コンソーシアム全国運営・調査事業委託業務」、日本学術振興会科研費基盤研究(B) JP20H04380, JP19H02996 及び特別研究員奨励費(19J11336)並びに環境再生保全機構環境研究総合推進費 2-1907「気候変動適応を推進するための情報デザインに関する研究(JPMEERF20192007)」の支援を受けた。記して感謝します。

引用文献

- 相原隆貴・立花敏. 2018. 竹林の荒廃・拡大に対する周辺住民の認識・評価 -茨城県つくば市茎崎地区を事例に-. 森林計画学会誌 51(2): 37-46.
- Bai, S. B., Zhou, G. M., Wang, Y. X., Yu, S. Q., Li, Y. H. and Fang, F. Y. 2012. Stand structure change of *Phyllostachys pubescens* forest expansion in Tianmushan National Nature Reserve. Journal of West China Forestry Science 41(1): 77-82.
- Bai, S. B., Zhou, G. M., Wang, Y. X., Liang, Q. Q., Chen, J., Cheng, Y. Y. and Shen, R. 2013. Plant species diversity and dynamics in forests invaded by Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) in Tianmu Mountain Nature Reserve. Biodiversity Science 21(3): 288-295.
- Fukushima, K., Usui, N., Ogawa, R. and Tokushi, N. 2015. Impacts of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) invasion on dry matter and carbon and nitrogen stocks in a broad-leaved secondary forest located in Kyoto, western Japan. Plant Species Biology 30: 81-95.
- 生坂村. 1997. 生坂村誌 歴史・民俗編. 789pp. 生坂村誌刊行会, 長野県生坂村.
- Gratani, L., Crescente, M. F., Varone, L., Fabrini, G. and Digiulio, E. 2008. Growth pattern and photosynthetic activity of different bamboo species growing in the Botanical Garden of Rome. Flora 203: 77-84.
- Isagi, Y., Oda, T., Fukushima, K., Lian, C., Yokogawa, M. and Kaneko, S. 2016. Predominance of a single clone of the most widely distributed bamboo species *Phyllostachys edulis* in East Asia. Journal of Plant Research 129(1): 21-27.
- Isagi, Y. and Torii, A. 1998. Range expansion and its mechanisms in a naturalized bamboo species, *Phyllostachys pubescens*, in Japan. Journal of Sustainable Forestry 6: 127-141.
- 今治安弥・上田正文・和口光明・田中正臣・上松明日香・糟谷信彦・池田武文. 2013. モウソウチク・マダケの侵入がスギ・ヒノキ人工林の水分生理状態に及ぼす影響. 日本森林学会誌 95: 141-146.
- 環境省. 2004. 里地里山パンフレット. <http://www.env.go.jp/nature/satoyama/pamph/index.html> (2020年9月9日取得).
- 環境省. 2012. 生物多様性国家戦略 2012-2020 -豊かな自然共生社会の実現に向けたロードマップ-. 252pp. 環境省自然環境局, 東京.
- 環境省・農林水産省. 2015. 生態系被害防止外来種リスト. <https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/iaslist.html> (2020年9月9日取得).
- 北村四郎・村田源. 1979. マダケ属. 原色日本植物図鑑 木本編 2, 361-364. 保育社, 東京.
- 小林慶子・深澤圭太・浅原昭生・竹中明夫. 2018. 無居住化は里山景観の植物種の多様性をどのように変えるのか. 日本生態学会第65回全国大会(2018年3月, 札幌) 講演要旨 G02-04.
- 小林慶子・深澤圭太・浅原昭生・竹中明夫. 2019. 無居住化集落の景観構造が植物種の組成と多様性に及ぼす影響. 日本生態学会第66回全国大会(2019年3月, 神戸) 講演要旨 P2-055.
- Kobayashi, K., Kitayama, K. and Onoda, Y. 2018. A simple method to estimate the rate of the bamboo expansion based on one-time measurement of spatial

- distribution of culms. *Ecological Research* 33: 1137–1143.
- 小林幹夫. 2017. タケ亜連—マダケ属. 日本のタケ亜科植物, 127–142. 北隆館, 東京.
- 国土交通省. 2014a. 急激な人口減少, 少子化. 国土のグランドデザイン 2050 ～対流促進型国土の形成～, 3. <https://www.mlit.go.jp/common/001047113.pdf> (2020 年 9 月 9 日取得) .
- 国土交通省. 2014b. 2050 年までに無居住化する地点. <https://www.mlit.go.jp/common/001033678.pdf> (2020 年 9 月 9 日取得) .
- Koshida, C. and Katayama, N. 2018. Meta-analysis of the effects of rice-field abandonment on biodiversity in Japan. *Conservation Biology* 32(6): 1392–1402.
- 厚生労働省. 2015. 平成 27 年版厚生労働白書 —人口減少社会を考える—. 513pp. 日経印刷, 東京.
- 室井綽. 1962. マダケ属. 有用竹類図説—特に形態及び利用—, 146–192. 六月社, 大阪.
- 室井綽. 1995. 竹林に侵略されつつある雑木林. 富士竹類植物園報告 39: 29–34.
- 農林統計協会. 2015a. 2015 年農林業センサス農業集落カード利用ガイド. 2pp.
- 農林統計協会. 2015b. 2015 年農林業センサス地図データ.
- Ohrnberger, D. 1999. *The Bamboos of the World: Annotated Nomenclature and Literature of the Species and the Higher and Lower Taxa*. 596pp. Elsevier Science, Amsterdam.
- 奥敬一. 2013. 里山林の生態系サービスを発揮するための課題と農村計画の役割. 農村計画学会誌 32(1): 20–23.
- 岡村はた. 1996. タケ. 植物の世界 121 号(小山鐵夫・小林幹夫編), 11–13. 朝日新聞社, 東京.
- Okutomi, K., Shinoda, S. and Fukuda, H. 1996. Causal analysis of the invasion of broad-leaved forest by bamboo in Japan. *Journal of Vegetation Science* 7: 723–728.
- 尾関雅章・高野(竹中) 宏平・石田祐子. 2018. 産業管理外来種マダケ属 *Phyllostachys* spp. の長野県内の分布記録. 長野県外来植物目録(2018 年版)(長野県外来植物目録編纂委員会編), 75–80. 長野市.
- Pereira, H. and Navarro, L. (eds.) 2015. *Rewilding European landscapes*. XXI+227pp. Springer International Publishing, Germany.
- 林野庁. 2014. 平成 26 年度森林・林業白書. <https://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/26hakusyo/190411.html> (2020 年 5 月 31 日取得).
- 坂口慶治. 1986. 京都市近郊山村の廃村化とその機構および要因. 日本の山村と地理学(上野福男編), 208–242. 農林統計協会, 東京.
- Saroinson, F. B., Sakamoto, K., Miki, N. and Yoshikawa, K. 2006. Stand dynamics of a bamboo forest adjacent to a secondary deciduous broad-leaved forest. *The Japanese Society of Revegetation Technology* 32(1): 15–20.
- 柴田昌三. 2018. 里山における竹資材管理のあり方. JATAFF ジャーナル 6(8): 6–11.
- 篠原慶規・久米朋宣・市橋隆自・小松光・大槻恭一. 2014. モウソウチク林の拡大が林地の公益的機能に与える影響—総合的理解に向けて—. 日本森林学会誌 96: 351–361.
- 自然環境研究センター. 2019. モウソウチクなどの竹類. 最新日本の外来生物(自然環境研究センター編著), 347. 平凡社, 東京.
- Suzuki, R. O., Kenta, T., Sato, M., Masaki, D. and Kanai, R. 2016. Continuous harvesting of a dominant bracken alters a cool-temperate montane grassland community and increases plant diversity in Nagano, Japan. *Ecological Research* 31: 639–644.
- 鈴木貞雄. 1996. マダケ属. 日本タケ科植物図鑑, 43–45. 聚海書林, 東京.
- 鈴木重雄. 2008. タケノコ生産地域における竹林の分布拡大過程—千葉県大多喜町の事例—. 植生学会誌 25: 13–23.
- 鈴木重雄. 2010. 竹林は植物の多様性が低いのか?. 森林科学 58: 11–14.
- 鈴木重雄. 2019. 石見銀山石銀集落跡におけるハチク伐採後の植生変化. 2019 年度日本景観生態学会第 29 回京都大会講演要旨集 41.
- Suzuki, S. and Nakagoshi, N. 2018. Vegetation changes over seven years after clear-cutting of bamboo culms. *Journal of Forest Planning* 24: 1–9.
- Takano, K.T., Hibino, K., Numata, A., Oguro, M., Aiba, M., Shiogama, H., Takayabu, I. and Nakashizuka, T. 2017. Detecting latitudinal and altitudinal expansion of invasive bamboo *Phyllostachys edulis* and *Phyllostachys bambusoides* (Poaceae) in Japan to project potential habitats under 1.5°C–4.0°C global warming. *Ecology and Evolution* 7: 9848–9859.
- 高野(竹中) 宏平・日比野研志・小黑芳生・高薮出・

- 中静透. 2020. 地球温暖化と北方の竹林. 北方林業 71(1): 5-8.
- 徳地直子・臼井伸章・上田実希・福島慶太郎. 2010. 里山の植生変化と物質循環－竹林拡大に関する天王山における事例. 水利科学 312: 90-103.
- 鳥居厚志・井鷲裕司. 1997. 京都府南部地域における竹林の分布拡大. 日本生態学会誌 47: 31-41.
- 坪井伊助. 1913. 花自然枯. 実験竹林造成法, 86-97. 岐阜縣山林會, 岐阜.
- 上田弘一郎. 1961. 竹林の開花枯死現象とその林相回復促進の対策: 第二報 非開花竹の混生林における竹の開花と一連りの地下茎との関係. 京都大学農学部演習林報告 33: 1-26.
- 上原三知・重松敏則. 2004. 都市近郊における農林地の変化とその保全・活用による自然循環型社会システムの可能性. ランドスケープ研究 67: 827-832.
- 横尾謙一郎・酒井正治・今矢明宏. 2015. ヒノキ人工林に侵入した竹が林分構造と土壤に与える影響. 九州森林研究 58: 195-198.