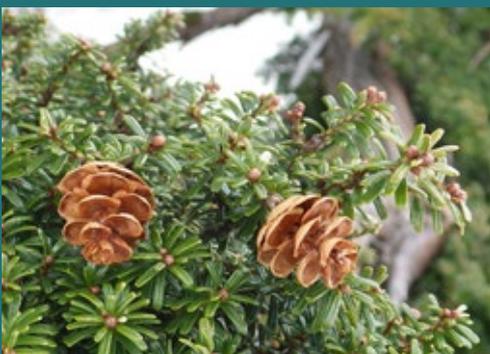
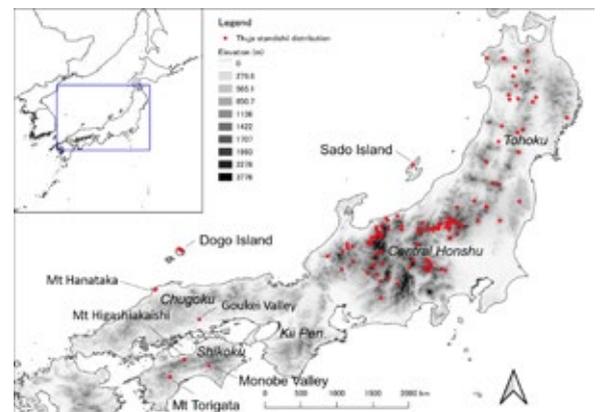


森林総合研究所研究報告

Vol.18 No.3 (No.451)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



September 2019



国立研究開発法人 森林研究・整備機構
森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

The Chief Editor

山中 高史 Takashi YAMANAKA (Principal Research Director, FFPRI)

The Vice-Chief Editor

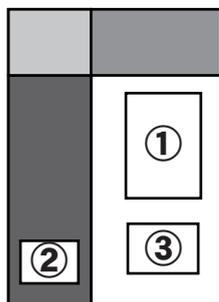
片岡 厚 Yutaka KATAOKA (Public Relations Division, FFPRI)

Editor

青井 秀樹 Hideki AOI (Department of Forest Policy and Economics, FFPRI)
福田 健二 Kenji FUKUDA (Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo)
平尾 知士 Tomonori HIRAO (Forest Tree Breeding Center, FFPRI)
五十嵐 哲也 Tetsuya IGARASHI (Department of Forest Vegetation, FFPRI)
伊藤 優子 Yuko ITOH (Department of Forest Soils, FFPRI)
小南 裕志 Yuji KOMINAMI (Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI)
黒川 潮 Ushio KUROKAWA (Kyushu Research Center, FFPRI)
松井 直之 Naoyuki MATSUI (Department of Forest Resource Chemistry, FFPRI)
毛利 武 Takeshi MOHRI (Department of Forest Molecular Genetics and Biotechnology, FFPRI)
小長谷 啓介 Keisuke OBASE (Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, FFPRI)
岡 裕泰 Hiroyasu OKA (Forestry Division, Japan International Research Center for Agricultural Sciences)
渋谷 龍也 Tatsuya SHIBUSAWA (Department of Wood-based Materials, FFPRI)
鈴木 秀典 Hidenori SUZUKI (Department of Forest Engineering, FFPRI)
滝 久智 Hisatomo TAKI (Department of Forest Entomology, FFPRI)
東條 一史 Hitoshi TOJO (Department of Wildlife Biology, FFPRI)
矢崎 健一 Kenichi YAZAKI (Department of Plant Ecology, FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

表紙写真 Photographs in Cover



- ①CLTパネル工法を採用した実験棟（森林総合研究所九州支所）
Research building using Cross Laminated Timber (CLT) panel construction
(Kyushu Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute)
- ②コメツガの毬果。鳥海コメツガ植物群落保護林（秋田県にかほ市）にて。
Cones of Kometsuga (*Tsuga diversifolia*) in the Chokai hemlock forest reserve (Akita Pref.)
- ③(本文275～288ページ)
日本の固有の針葉樹クロベの現在の分布及び気候範囲。(英文)
Current distribution and climatic range of the Japanese endemic conifer *Thuja standishii* (Cupressaceae)

森林総合研究所研究報告 第18巻3号（通巻451号）2019.9

目次

論文

日本の固有の針葉樹クロベの現在の分布及び気候範囲。(英文)

James R. P. Worth275

統計資料に基づく36年間の日本の民有人工林における
干害被害の推移と地域性

吉藤 奈津子、鈴木 覚、玉井 幸治289

地がきカンバ更新地における表層土壌の理化学性からみた
地がき攪乱の残存状況

伊藤 江利子、橋本 徹、相澤 州平、古家 直行、石橋 聡301

短報

ニホンジカの被害対策に伴う人工林皆伐跡地の植生変化

酒井 敦、大谷 達也、宮本 和樹、八代田 千鶴、藤井 栄311

菌床シイタケ栽培施設で発生したシワバネキノコバエ

Allactoneura akasakana Sasakawa, 2005 (双翅目キノコバエ科)

末吉 昌宏、向井 裕美、北島 博、黄 俊浩319

研究資料

北海道札幌市羊ヶ丘で捕獲されたコウモリにおける
体サイズの雌雄差と季節変動

平川 浩文325

森林総合研究所四国支所構内の野生植物目録—2019年改訂版

酒井 敦333

Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute

Vol.18 No.3 (No.451) September 2019

CONTENTS

Original article

Current distribution and climatic range of the Japanese endemic conifer *Thuja standishii* (Cupressaceae)

James R. P. Worth275

Temporal and regional variations of drought damage at private planted forests in Japan based on 36-year record of statistical data

Natsuko YOSHIFUJI, Satoru SUZUKI and Koji TAMAI289

Residual disturbances in soil physicochemical properties following scarification in regenerated birch forests in Hokkaido, northern Japan.

Eriko ITO, Toru HASHIMOTO, Shuhei AIZAWA,
Naoyuki FURUYA and Satoshi ISHIBASHI301

Short communication

Vegetation dynamics in clearcut sites with deer fencing and culling of sika deer

Atsushi SAKAI, Tatsuya OTANI, Kazuki MIYAMOTO,
Chizuru YAYOTA and Sakae FUJII311

Allactoneura akasakana Sasakawa, 2005 (Diptera, Mycetophilidae), occurred in cultivation facilities of shiitake mushroom

Masahiro SUEYOSHI, Hiromi MUKAI, Hiroshi KITAJIMA
and Junhao HUANG319

Research record

Sexual size dimorphism and seasonal changes in the body size of bats captured in Hitsujigaoka, Sapporo, Hokkaido, Japan.

Hirofumi HIRAKAWA325

Flora list of wild plants in Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute – 2019 revised edition

Atsushi SAKAI333

論文 (Original article)

Current distribution and climatic range of the Japanese endemic conifer *Thuja standishii* (Cupressaceae)

James R. P. Worth^{1)*}

Abstract

Thuja standishii (Gordon) Carr. (Cupressaceae) is an important endemic conifer of Japan but unlike other endemic Cupressaceae species there is a general lack of information about the species including its current distribution, ecology and conservation status. This study investigated the geographic range of the species and evaluated the number of recent population extinctions using available published and online resources along with field based investigations. Additionally, the species potential range was investigated using species distribution modelling. *Thuja standishii* was found to have a wide range in Japan from 40.67° N in northern Honshu to 33.49° N in Shikoku occurring across a variety of habitats from warm temperate evergreen forest to near the alpine zone. The core of its range is in central Japan including in both high and low snow-fall mountain regions. On the other hand, the species is extremely rare in western Japan being confirmed at only eight locations including five sites in Chugoku and three in Shikoku. These include the most extreme warm-edge populations known in the species that were poorly predicted by the whole range species distribution model. These populations are of great conservation significance and either represent long term persistence in refugia isolated from the species core range in central Honshu or remnants of a formerly more widespread occurrence in the warm temperate zone of western Japan lost over millennia to human activity. Overall, the species population trajectory appears to be stable with evidence for three population losses only that occurred in the mid-20th century.

Key words: climate relicts, conservation, Japanese endemic conifer, range-losses, rear-edge population, species distribution model, *Thuja standishii*

1. Introduction

The genus *Thuja* L. (Cupressaceae) contains five extant species including three in East Asia and two in North America (LePage 2003). The genus likely evolved around 60 million years ago at high latitudes in North America with the oldest unambiguous *Thuja* fossil from the Paleocene (66 to 55 million years ago) of the Canadian Arctic (Cui et al. 2015). From its Arctic origin, *Thuja* is thought to have expanded its geographic range southwards reaching East Asia in the Miocene (Peng and Wang 2008). The three extant species of *Thuja* in East Asia are geographically restricted with *Thuja koraiensis* Nakai found in mountainous areas of the Korean Peninsula and Changbai Mountain, China, *Thuja sutchuenensis* Franchet is confined to the Daba Mountains of southwest China and *Thuja standishii* (Gordon) Carr. is endemic to Japan. All three Asian species are of conservation concern due to past logging with *Thuja sutchuenensis* classified as Endangered, *Thuja koraiensis* as Vulnerable and *Thuja standishii* as Near Threatened (IUCN Red List of Threatened Species; www.iucnredlist.org). The distribution, ecology and genetic diversity of both *Thuja sutchuenensis* and *Thuja koraiensis* have been relatively well

studied (Yang et al. 2009, Liu et al. 2013, Tang et al. 2015, Hou et al. 2018). By contrast, *Thuja standishii* has received little research attention with basic information on the limits of its geographical range, reproductive biology, impact of past logging and phylogeography lacking. This general paucity of knowledge of the species is exemplified by the fact unlike the other two Asian species the overall population trend is classified as unknown (Carter and Farjon 2013).

Thuja standishii (kurobe or nezuko in Japanese and Japanese arbor-vitae in English) is distributed on the islands of Honshu and Shikoku and across its range can grow as a multi-stemmed shrub under 1m tall to a tree 35 m in height (Eckenwalder 2009) (Fig. 1). The species can purportedly reach a great age with trunks reaching up to 3 m in diameter (http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/introduction/gaiyou_kyoku/annai/midokoro/midokoro_sennenkurobe.html). It is most closely related to the Chinese endemic *Thuja sutchuenensis* while the geographically closest member of the genus, *Thuja koraiensis*, is phylogenetically closer to the North American *Thuja plicata* (Li and Xiang 2005). Macrofossil evidence shows that *Thuja standishii* has occurred continuously in Japan for at least the past four million years

Received 22 November 2018, Accepted 25 February 2019

1) Department of Forest Molecular Genetics and Biotechnology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Department of Forest Molecular Genetics and Biotechnology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; e-mail: jrpw2326@affrc.go.jp

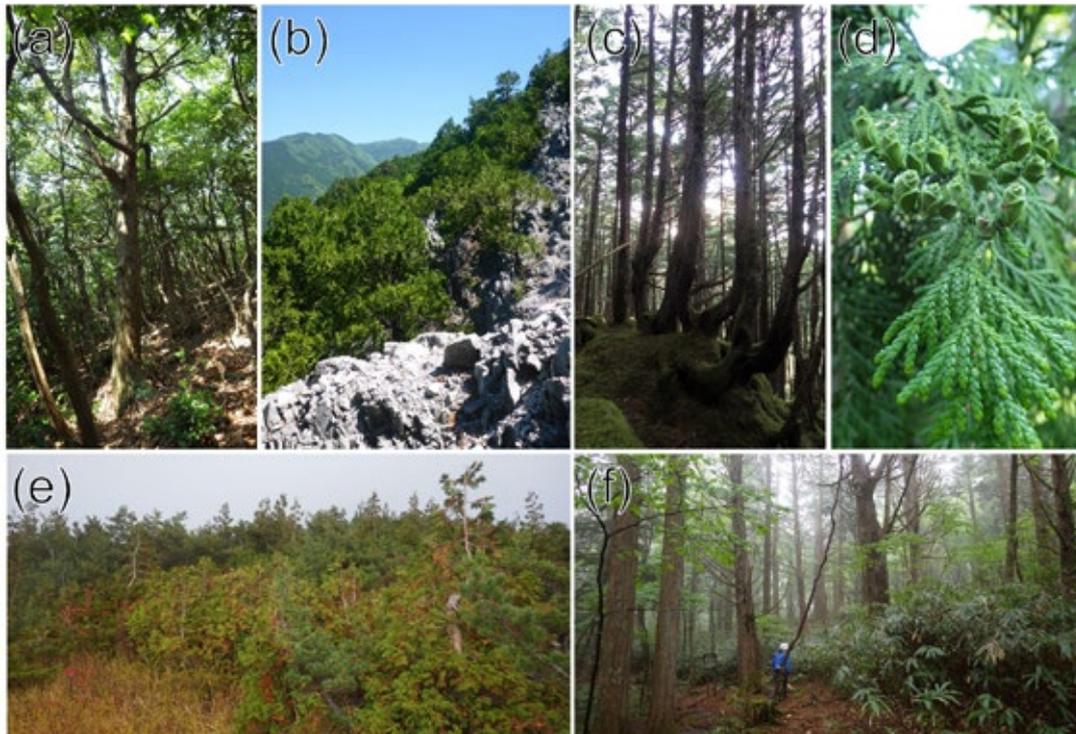


Fig. 1. *Thuja standishii* in its natural habitat.

(a) Single stemmed individual (centre) in warm temperate evergreen forest at Mt. Hanataka at 515 m a.s.l., Shimane Prefecture; (b) *T. standishii* dominated forest on limestone at Monobe Valley (590 m a.s.l.), Kouchi Prefecture; (c) A large multi-stemmed individual in rocky *Tsuga diversifolia* dominated subalpine forest at 2050 m a.s.l. in the Yatsugatake Mountain Range; (d) Close up of the foliage and immature female cones of *T. standishii* at 520 m a.s.l. on Washigamine Peak, Dogo Island, Shimane Prefecture; (e) Short multi-stemmed thicket of *T. standishii* with *Pinus parviflora* at Sanpouiwa Peak (1700 m a.s.l.), Gifu/Ishikawa Prefecture border; (f) Tall single stemmed mixed forest of *T. standishii* (centre and right) and *Chamaecyparis pisifera* (left) at Atebi Daira (1200 m a.s.l.), Nagano Prefecture.

(Momohara 2016) and that it occurred near sea level during the colder and drier Last Glacial Maximum in Tohoku (Suzuki 1991) and the Japan Sea side of Honshu (Kamoi et al. 1988) as part of the subalpine conifer forests that dominated Honshu in lowland areas at this time (Takahara et al. 2000).

In Japan, *Thuja standishii* is rarely used in cultivation and has undergone little selection of cultivars (Eckenwalder 2009) unlike the two North American species. The species is also not used in plantations probably because of its slow growth (Debreczy et al. 2011) and its wood quality does not surpass that of the widely planted Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) (Nakagawa 1994). However, the wood is resistant to decay (Hirose et al. 1968) and in the past has been prized for use in ceilings, fanlights and furniture (Kurata 1971). Wood artefacts from the Edo Period of Tokyo show that it was used for coffins (Suzuki and Noshiro 2006), stakes, furniture (Matsuba 1999) and sewer construction (Suzuki and Noshiro 2008) but was always a very minor species compared to other conifers (Matsuba 1999, Suzuki and Noshiro 2008). Overall, the rarity of forest dominated by *Thuja standishii* and its insignificant role in forestry probably underlies the lack of research into the species compared to other endemic Cupressaceae conifers of Japan, especially the widely planted

plantation conifers *Cryptomeria japonica* and *Ch. obtusa*.

In central Honshu and Tohoku, *Thuja standishii* is known to occur in mountainous areas where it grows in coniferous forest with almost all conifer species that are found within its range (Debreczy et al. 2011) including *Ch. obtusa*, *Ch. pisifera*, *Cr. japonica*, *Pinus parviflora*, *Sciadopitys verticillata*, *Tsuga diversifolia* and *Thujopsis dolabrata*. At higher altitudes the species forms part of the subalpine vegetation to 2400 m in elevation around the edges of rocky summits, near lakes and on highland moors (Kurata 1971) (Fig. 1e). The species is resilient to snow and is common in the snowy mountains on the Japan Sea side of Honshu forming an important part of upper subalpine forests (Gansert 2004). However, the species is extremely rare in western Japan with records from the Kii Peninsula, Chugoku and Shikoku only (Hayashi 1960) but its distribution in these areas is poorly understood. For example, in Shikoku, Hayashi (1960) mapped the species as occurring in five areas but only two of these (Mt. Higashiakaishi and Monobe Valley) are confirmed by vegetation mapping (Biodiversity Center of Japan, <http://www.biodic.go.jp>). Also, unlike Honshu, few herbarium records of *Thuja standishii* from Shikoku are available.

Understanding past range contractions of the species is difficult because the species' pollen is very difficult to distinguish from other genera of the Cupressoideae subfamily which in Japan also includes *Chamaecyparis*, *Juniperus* and *Thujopsis* (Takahara and Kitagawa 2000). Also, macrofossils of *Thuja standishii* are extremely rare, with the youngest known from the Last Glacial Maximum of lowland eastern Honshu at only two sites (Kamoi et al. 1988, Suzuki 1991). Nevertheless, there is evidence of some range loss in the 20th century with the species considered to have become extinct in at least two prefectures (Japanese Red Data Database; <http://jpnrd.com/>).

This paper aims to provide some fundamental information about the present distribution and climatic range of *Thuja standishii* which is vital for the future study of the ecology, reproductive biology and genetic diversity of this important Japanese endemic conifer. Specifically, this study aims to (1) investigate the current distribution of the species, with a particular focus on the limits of its range, especially in western Japan; (2) examine the species' climatic range in terms of temperature (3) understand its potential climatic range using species distribution modelling; and (4) summarise available evidence for 20th century range losses due to logging or other human disturbance.

2. Materials and Methods

2.1 Present range of *Thuja standishii*

The present range of *Thuja standishii* was investigated by searching online resources, published literature, using personal records and records obtained upon request from other researchers. Online resources consisted of records from a database of herbarium specimens from across Japan called Science Museum Net (Snet) (<http://science-net.kahaku.go.jp>) and records from flora descriptions of national forest reserves, scientific papers and hiking blogs where the species location could be accurately determined using mapped locations and/or georeferenced photos. For records from hiking blogs, records were checked by comparing to vegetation maps provided by the Biodiversity Center of Japan (<http://www.biodic.go.jp>). Snet records were deleted if they had two or less decimal places for either latitude or longitude, sample location names did not match their actual geographic position or the record was located within a water body. In addition, the distribution of vegetation dominated or co-dominated by *Thuja standishii* was examined by extracting polygons of all vegetation types whose names included the Japanese name of *Thuja standishii* from 1 to 50,000 vegetation maps provided in shapefile format by the Biodiversity Center of Japan using a script in R (R Core Team 2014).

2.2 Species distribution modelling

The spatial distribution model of *Thuja standishii* under

current climate was modelled using Maxent version 3.4.1 (Phillips et al. 2006). This program produces a continuous output of habitat suitability values ranging from 0 to 1 where 0 is least suitable and 1 is most suitable (Gogol-Prokurat 2011). Default settings were used except for using a random seed and implementing 10 replicates. In order to investigate the most informative climatic variables for *Thuja standishii* to use in model testing, the permutation importance and percent contribution of all 19 bioclim variables (Hijmans et al. 2005) at a spatial resolution of approximately 30 seconds (0.93 x 0.93 km at the equator) were evaluated in preliminary Maxent runs using 618 distribution data points (162 when duplicates within each climate layer pixel were removed) using two approaches. The first approach identified the most important bioclim variables by retaining those variables that had both permutation importance and percent contribution scores of 3% or above (from the average of 10 replicates) (following the approach of Radinger and Wolter 2015) which resulted in four best variables (bioclim 4 models) (isothermality (bio 3), maximum temperature of the warmest month (bio 5), mean temperature of the warmest quarter (bio 10) and annual precipitation (bio 12)). The second approach comprised ranking the importance of each bioclim variable separately for both permutation importance and percent contribution (with a higher score meaning greater importance) and then a sum of these values for each bioclim variable was calculated (based on the approach by Acosta and Vergara 2013). The best eight variables (bioclim 8 models) which had a sum of 23 or more were retained (mean diurnal range (bio 2), bio 3, bio 5, minimum temperature of the coldest month (bio 6), bio 10, bio 12, precipitation of the driest month (bio 14) and precipitation seasonality (bio 15)). To address potential issues of sampling intensity bias which could impact the accuracy of modelling results (Boria et al. 2014), the 618 distribution records were thinned using SpThin (Aiello-Lammens et al. 2015) implemented in R (R Core Team 2014) with 10 repetitions and spatial thinning (i.e. the distance by which samples are separated by) of 2, 5 and 10 km, respectively. Modelling runs to determine the best overall model were then undertaken in Maxent using all 19 bioclim variables (bioclim 19 models), the bioclim 8 models and the bioclim 4 models, and species records with and without spatial thinning. The best models of the 12 tested were assessed using the Akaike information criteria (AIC), sample size corrected Akaike information criteria (AICc) and the Bayesian information criteria (BIC) approach implemented in ENM Tools 1.3 (Warren et al. 2010) of which the AICc criteria has been shown to have the best average performance in model selection (Warren and Seifert 2011).

In order to examine the habitat suitability modelled for *Thuja standishii* by geographic region, habitat suitability values for each of the four best models were extracted in QGIS 3.02 using

the distribution records spatially thinned in SpThin (Aiello-Lammens et al. 2015) to exclude records closer than 1 km apart (resulting in 141 records). The 10th percentile of training presence threshold was used as a threshold for predictions of presence or absence of suitable habitat. This threshold sets as a threshold the value that excludes 10 percent of localities that have the lowest predicted values and should not be as sensitive to particular extreme localities as using the lowest presence threshold (Radosavljevic and Anderson 2014).

2.3 Analysis of the temperature range of *Thuja standishii*

In order to examine the temperature range of *Thuja standishii* across its whole distribution, mean temperature of the warmest quarter (bio 10) and mean temperature of the coldest quarter (bio 11) values were extracted in QGIS 3.02 using the 141 spatially thinned records. The temperature range of *Thuja standishii* was compared to the temperature range of alpine (represented by *Pinus pumila* and high mountain short shrubland vegetation types), subalpine forest (*Abies vietchii*, *A. mariesii*, *Betula ermanii* and *Tsuga diversifolia*), cool temperate broadleaf forest (*Fagus crenata* and *Quercus crispula*) and warm temperate evergreen forest (*Castanopsis sieboldii* and *Quercus salicina*) vegetation types extracted from the 1 to 50,000 vegetation maps provided by the Biodiversity Center of Japan.

2.4 Documenting past distribution losses

In addition to present records, places where the species

formerly occurred but have likely now become locally extinct or are unconfirmed were investigated by examining the published literature, herbarium records and the Japanese Red Data database (<http://jpnrd.com/>) with the latter source recording where species have become either extinct or data deficient for each prefecture. The most important sources of past distribution information were the classic reference of tree distribution in Japan by Hayashi (1960) and Kurata (1971). In addition to literature searches, field work was undertaken to check all records of the species in western Japan recorded by Hayashi (1960) except for those in the Kii Peninsula. For all unconfirmed or potentially extinct records their present habitat suitability was estimated using the four best Maxent models (see Results below) with habitat suitability values extracted in QGIS 3.02 using a random point layer made within a 4 km diameter buffer around each point record.

3. Results

3.1 Present range

In central Honshu, *Thuja standishii* was most common in the northern Alps, Mt. Ontake area and mountain ranges of northern Yamanashi, western Saitama, Nagano, Gunma and Tochigi Prefectures (Fig. 2). The species was found to have a scattered distribution in Tohoku with a northern limit in the Hakkoda (40.67° N) and Shirakami (40.51° N) mountain ranges. The southwestern limit of the species range in central Honshu is in northern Fukui (35.86° N) and far northern Aichi Prefectures

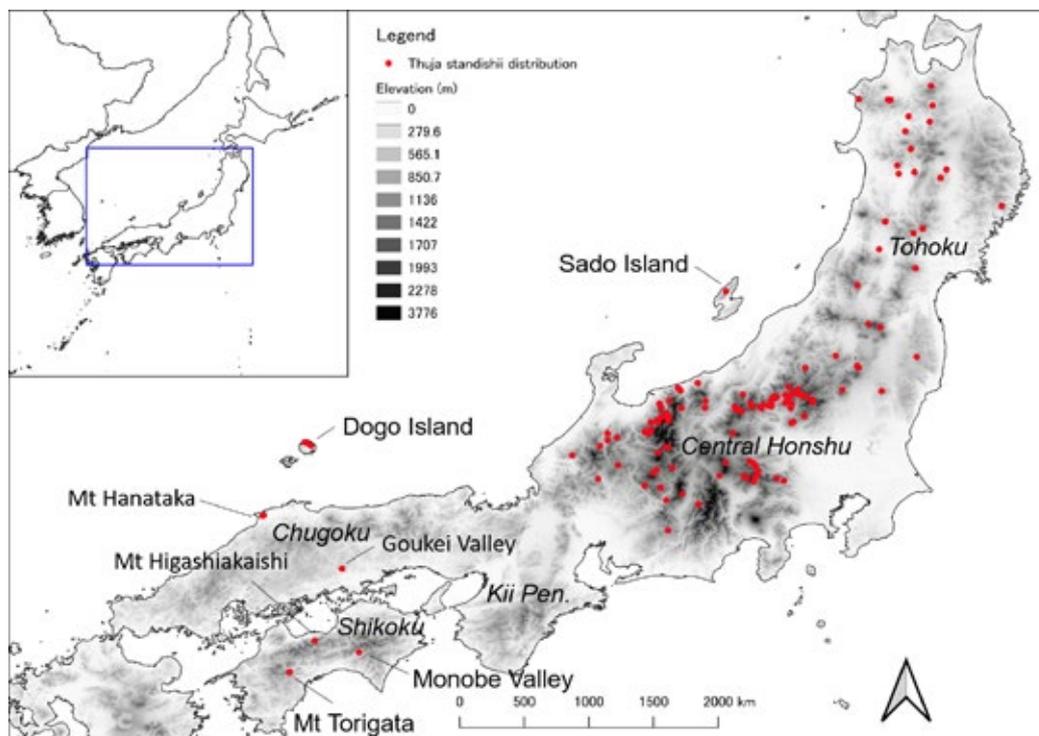


Fig. 2. The known modern range of *Thuja standishii* indicated by the red points. A digital elevation model is also shown.

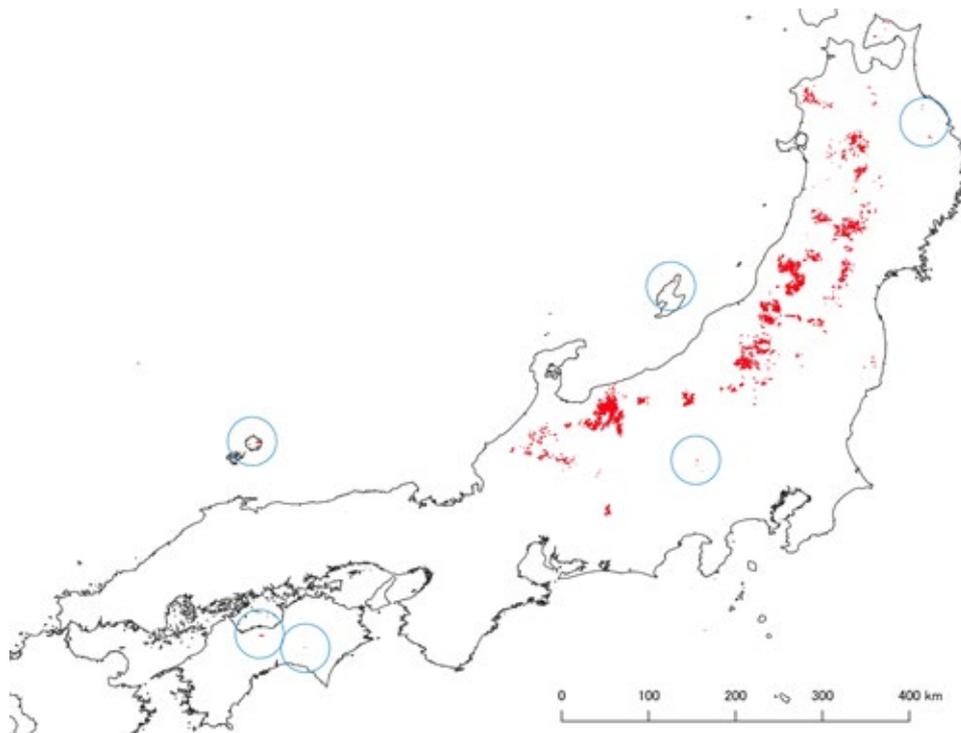


Fig. 3. Distribution of all vegetation types with a name that includes *Thuja standishii*. Vegetation data was sourced from the Biodiversity Center of Japan (<http://www.biodic.go.jp>). The blue circles encircle small and disjunct mapped patches.

(35.22° N). The lowest elevation site in Honshu was at 270 m along the Nyuugawa River in a disjunct population on Sado Island, Niigata Prefecture. The map of vegetation types dominated or co-dominated by *Thuja standishii* (Fig. 3) is fairly consistent with distribution records for the Japan Sea side of Honshu but it under represents the species actual presence on the Pacific side and over represents the species actual range in Tohoku. In western Japan, the species presence was confirmed by on the ground field work at eight locations including four sites in Shimane Prefecture (three on Dogo Island in the Oki Island group and one around 100 km to the southwest at Mt. Hanataka, mainland Shimane Prefecture), Gokei Valley in Okayama Prefecture and at three locations in Shikoku (Mt. Higashiakaishi, Monobe Valley and Mt. Torigata). The latter site is the most southerly population known at a latitude of 33.49° N.

3.2 Species distribution modelling

The best model as determined using the AICc criterion was the bioclim 8 model using spatial thinning of 2 km (bioclim 8-2km) followed by all three other bioclim 8 models (Table 1). All these four models had area under the curve (AUC) values over 0.9 (Table 2) which is considered to represent 'outstanding' predictive ability (Hosmer et al. 2013). The four models had similar predictions except for the bioclim 8-10 km model which had stronger predictions for western Japan and Tohoku regions (Fig. 4). Habitat suitability was highest for Kanto, Hokuriku and

Chubu regions with average values above 0.72 and moderately high values for Tohoku (above 0.48) but still well above the 10th percentile presence/ absence threshold (Fig. 4 and 5). In contrast, average habitat suitability values were low in Shikoku being between 0.12 for the best model (bioclim 8-2 km) model and 0.31 for the fourth most accurate model (bioclim 8-10km). Bioclim 8-2 km and bioclim 8-5 km model predictions were below the 10th percentile presence/ absence threshold while bioclim 8-no thinning and bioclim 8-10 km were marginally above the threshold (Fig. 5). Chugoku had average suitability values below the 10th percentile habitat suitability threshold for all four best models even when excluding the confirmed presence record at Gokei Valley (result not shown). This population had the lowest habitat suitability value of any presence record for all models (average across all four models equals 0.0014). The species is absent, or is represented by only one record, from some areas of predicted suitable habitat including the Mt. Fuji area, northwest Iwate Prefecture and the Southern Alps (Fig. 4).

3.3 Temperature range of *Thuja standishii*

The current distribution of *Thuja standishii* extends across a wide range of temperature with an overall range of 13.5° C for mean temperature of the warmest quarter and 14.3° C for the mean temperature of the coldest quarter (Fig. 6). When compared to the temperature range of major vegetation types of Japan (excluding Hokkaido and the Ryukyu Islands) the species range

Table 1. The results of model selection implemented in ENM tools ordered by the AICc score.

No.	Model	Log Likelihood	Parameters	AIC score	AICc score	BIC score
1	Bioclim 8-2 km	-1588.74	24	3225.49	3235.83	3296.26
2	Bioclim 8-5 km	-1592.75	28	3241.50	3256.00	3324.06
3	Bioclim 8-no thinning	-1586.56	35	3243.12	3267.12	3346.32
4	Bioclim 8-10 km	-1611.60	21	3265.21	3272.97	3327.13
5	Bioclim 4-2 km	-1621.51	15	3273.01	3276.85	3317.24
6	Bioclim 4-5 km	-1622.16	16	3276.32	3280.71	3323.50
7	Bioclim 19-10 km	-1612.19	25	3274.38	3285.68	3348.10
8	Bioclim 4-10 km	-1637.69	14	3303.38	3306.71	3344.66
9	Bioclim 4-no thinning	-1625.99	26	3303.98	3316.29	3380.65
10	Bioclim 19-no thinning	-1582.88	58	3281.75	3365.22	3452.78
11	Bioclim 19-5 km	-1587.62	61	3297.24	3392.98	3477.11
12	Bioclim 19-2 km	-1584.24	65	3298.49	3412.89	3490.16

The four best models as evaluated by AICc values are shown in bold.

Table 2. Information on the four best models including the number of records used for modelling after spatial thinning, the area under the curve (AUC) with standard deviation and the 10th percentile presence threshold under each model.

Model	No. of samples	AUC	10th percentile presence threshold
Bioclim 8-2 km	117	0.919 (0.026)	0.156
Bioclim 8-5 km	93	0.908 (0.04)	0.185
Bioclim 8-no thinning	162	0.927 (0.034)	0.169
Bioclim 8-10 km	74	0.906 (0.044)	0.206

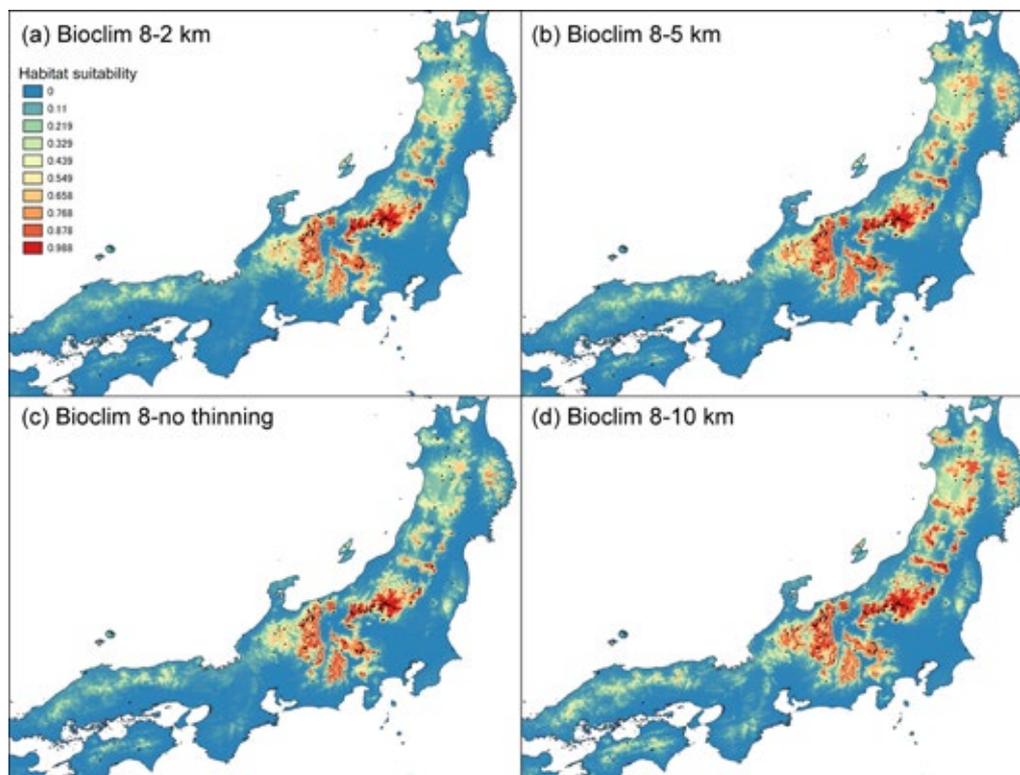


Fig. 4. The modelled present habitat suitability of *Thuja standishii* within its range under the best four models. Black dots indicate actual distribution records.

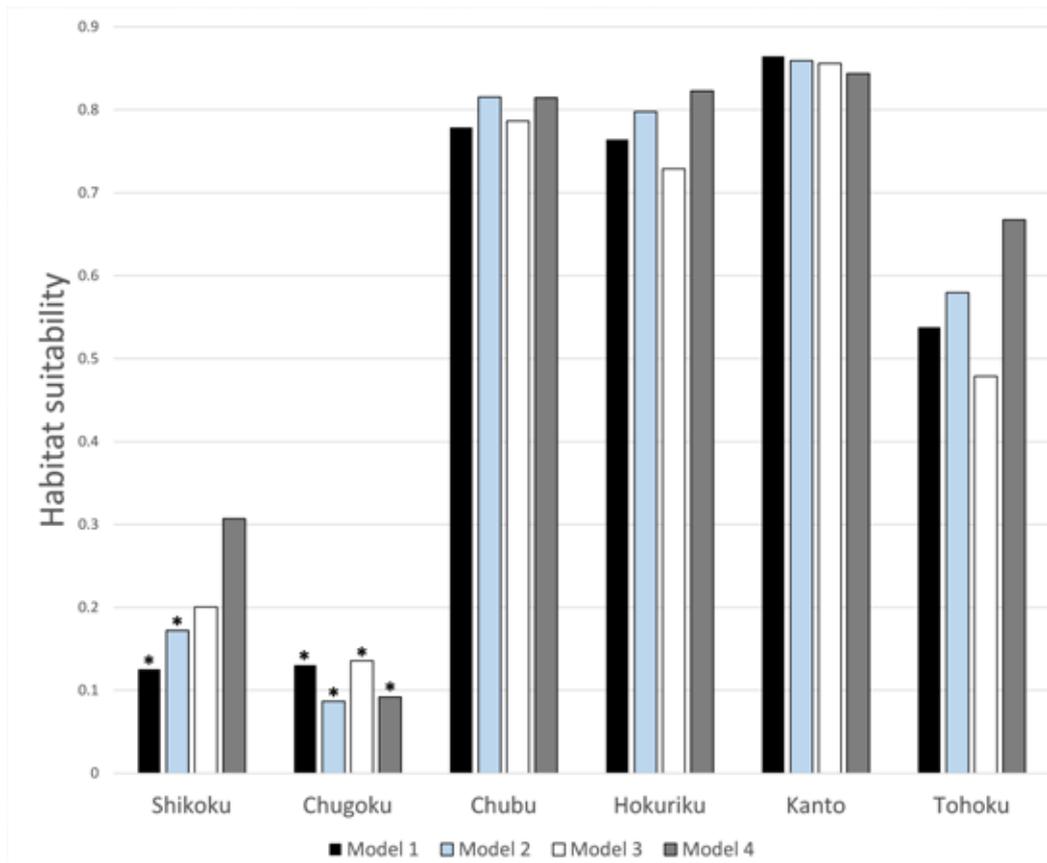


Fig. 5. The average habitat suitability predicted for *Thuja standishii* for each of the best four models displayed by geographic region.

Predictions below the average 10th percentile training presence/absence threshold value are indicated by asterix. Threshold values are as follows: Model 1 (the best 8-2 km model) = 0.156; Model 2 (the best 8-5 km model) = 0.185; Model 3 (the best 8-no thinning model) = 0.169; and Model 4 (the best 8-10 km model) = 0.206.

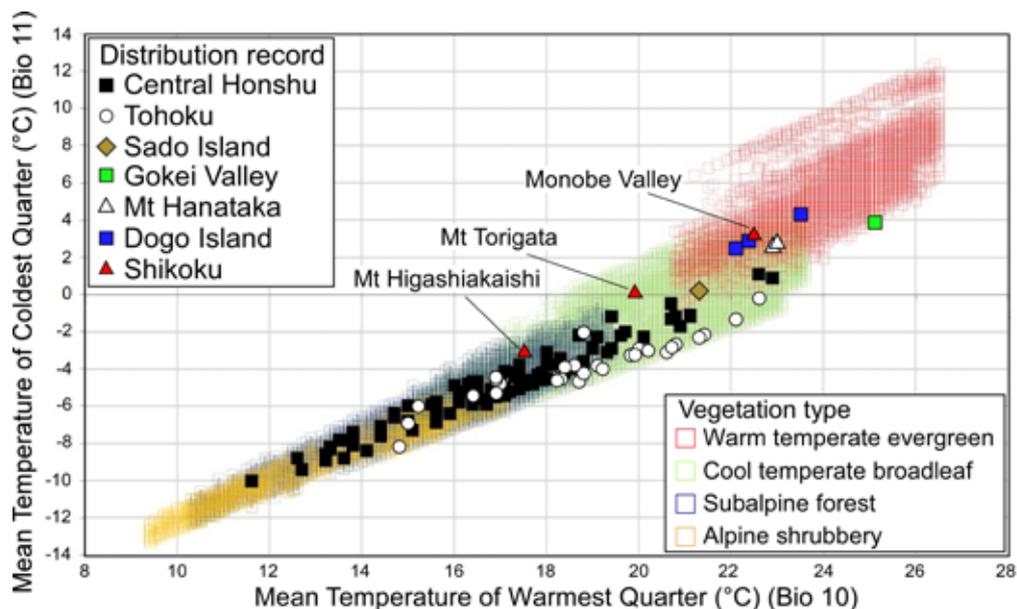


Fig. 6. The present climatic range of *Thuja standishii* shown in relation to the climatic range of the major vegetation types in Japan (excluding Hokkaido and the Ryukyu Islands).

The climatic range is depicted in terms of mean temperature of the warmest quarter (bio 10) and the mean temperature of the coldest quarter (bio 11) which clearly differentiates the major vegetation types. Each distribution record is shown with differing symbols according to their geographical origin.

occurs from near the alpine to the warm evergreen temperate zones. All but two records from central Honshu and Tohoku overlap the temperature range of cool temperate, subalpine or alpine vegetation types while all records in Chugoku occur in the warm temperate zone and the three Shikoku sites occur in subalpine (Mt. Higashiakaishi), cool temperate (Mt. Torigata) and warm temperate zones (Monobe Valley), respectively (Fig. 6).

3.4 Potential range losses and range uncertainty

Three locations where the species is no longer recorded were evidenced by herbarium specimens collected in the 1950's from Mt. Ishizuchi (Ehime Prefecture), Tawara (Tottori Prefecture) and the Tanzawa Mountains in Kanagawa Prefecture (Table 3 and Fig. 7). In addition, 10 records outside the species known range were found based on published records and the Japan Red Data online database (Table 3 and Fig. 7). Field searches in western Japan at Tawara, Mt. Shiraga (Kouchi Prefecture) and Mt. Ishizuchi were unsuccessful in relocating the species. Based on the species distribution modelling, the most suitable unconfirmed sites are in the high mountains of inland Shizuoka Prefecture recorded by Hayashi (1960) while other unconfirmed sites are lower in habitat suitability but all exceed the value of the Gokei Valley population (Table 3 and Fig. 4).

4. Discussion

Thuja standishii is widespread across 7.2 degrees of latitude with its core distribution area in the central Honshu mountain ranges while it is rarer and has a scattered geographic range in Tohoku and western Japan (Fig. 2). The species has a broad climatic range occurring from the warm temperate to near the alpine zone, forming an emergent tree above warm temperate evergreen broad-leaved forest to a krummholtz shrub co-dominant with subalpine conifers such as *Tsuga diversifolia* and *P. parviflora*. This wide ecological range is similar to other Japanese Cupressaceae species that also have wide elevational ranges (and therefore tolerances to temperature) including *Ch. obtusa*, *Ch. pisifera*, *Cr. japonica* and *Thujopsis dolabrata* (Hayashi 1960). The species occupies a diverse range of habitats that are mostly characterized by harsh environments including dry ridges or rocky mountain peaks, areas with heavy snow or exposed highland moors. *Thuja standishii* also shows resilience to waterlogging being found growing along the edge of lakes with trunks almost completely submerged in water (e.g. at Shirakoma Pond, Yatsugatake Mountain Range, Nagano Prefecture (personal observation)) and can be favoured by low nutrient geological substrates like limestone (e.g. Mt. Kurohime, Niigata Prefecture) (Shimizu 1962). Species distribution modelling of *Thuja standishii* indicates the species occupies

Table 3. Habitat suitability values from each of the four best models estimated for all 13 possibly extinct or unconfirmed distribution records of *Thuja standishii*.

No.	Site	Prefecture	Record type	Bioclim 8-2 km		Bioclim 8-5 km		Bioclim 8-no thinning		Bioclim 8-10 km	
				Average (StDev)	Max.	Average (StDev)	Max.	Average (StDev)	Max.	Average (StDev)	Max.
1	Mt. Ishizuchi ^a	Ehime	Herbarium specimen	0.26 (0.13)	0.54	0.38 (0.18)	0.71	0.39 (0.17)	0.73	0.55 (0.13)	0.73
2	Mt. Kanpu ^b	Ehime/Kouchi	Other	0.16 (0.1)	0.44	0.22 (0.15)	0.62	0.24 (0.14)	0.62	0.4 (0.17)	0.73
3	Mt. Shiraga ^c	Kouchi	Other	0.07 (0.04)	0.18	0.09 (0.06)	0.25	0.11 (0.07)	0.3	0.22 (0.12)	0.48
4	Odaigahara ^c	Nara/Mie	Other	0.07 (0.05)	0.17	0.13 (0.08)	0.29	0.13 (0.07)	0.28	0.25 (0.12)	0.43
5	Tawara ^d	Tottori	Herbarium specimen	0.27 (0.06)	0.42	0.24 (0.07)	0.42	0.24 (0.07)	0.41	0.26 (0.09)	0.51
6	Southern Fukui ^e	Fukui	Other	0.08 (0.03)	0.12	0.1 (0.04)	0.16	0.08 (0.03)	0.12	0.13 (0.07)	0.25
7	Mt. Kurohoshi ^e	Shizuoka	Other	0.67 (0.19)	0.87	0.76 (0.19)	0.91	0.79 (0.2)	0.96	0.81 (0.13)	0.92
8	Mt. Narayoyama ^c	Shizuoka	Other	0.3 (0.26)	0.86	0.36 (0.29)	0.91	0.35 (0.31)	0.95	0.45 (0.28)	0.91
9	Mt. Senzusan ^e	Shizuoka	Other	0.74 (0.17)	0.89	0.8 (0.15)	0.9	0.83 (0.18)	0.96	0.82 (0.1)	0.91
10	Mt. Tenguishi ^e	Shizuoka	Other	0.13 (0.08)	0.31	0.15 (0.1)	0.39	0.15 (0.11)	0.42	0.25 (0.15)	0.56
11	Mt. Daimugen ^e	Shizuoka	Other	0.8 (0.11)	0.91	0.85 (0.1)	0.9	0.9 (0.11)	0.98	0.85 (0.06)	0.9
12	Tanzawa Mt.s. ^e	Kanagawa	Herbarium specimen	0.29 (0.14)	0.63	0.34 (0.16)	0.73	0.28 (0.17)	0.73	0.44 (0.19)	0.82
13	Mt. Tsukuba ^f	Ibaraki	Other	0.08 (0.09)	0.27	0.1 (0.11)	0.37	0.12 (0.12)	0.39	0.1 (0.12)	0.42

For each record the average value habitat suitability value is given with the standard deviation in brackets plus the maximum value. The source of each record are provided below the table.

^a AO-01193, Mt. Ishizuchi, Ehime Prefecture, O. Tokui 1952/07; ^b Yamazaki, S. Catalogue of tree herbarium records of Shikoku. Forestry and Forest Products Research Institute, Shikoku Branch report, pg. 53 (in Japanese); ^c Hayashi, Y. (1960) Taxonomical and phytogeographical study of Japanese conifers. Norin-Shuppan, Tokyo, Japan (In Japanese); ^d AO-01191 and AO-01192 Tawara, Mihashi-son, Tohoku-Gun, Tottori Prefecture, Y. Hayashi 1954/11/1; ^e AO-01195 North face of Mt. Komotsuri, Tanzawa, Kanagawa Prefecture, Y. Hayashi 1955/08; ^f Ibaraki Prefecture Red Data Book (Plants) (2012) pg 239 (in Japanese).

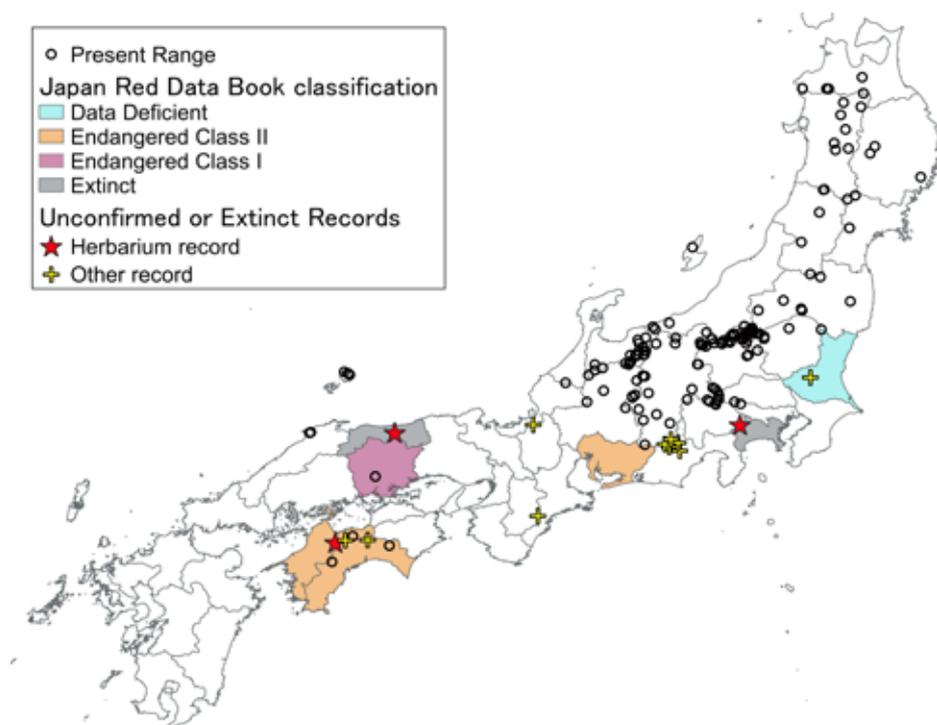


Fig. 7. The distribution of unconfirmed or extinct distribution records of *Thuja standishii* based on herbarium records or other data (for data sources see Table 3).

In the background is shown the species current conservation within each prefecture status based on the Japan Red Data book (<http://jpnrdp.com/>). No colour indicates that the species is not listed on the Red Data list in the prefecture.

most of its potential distribution but is over predicted in Tohoku and parts of the Pacific side of Honshu and under-predicted in western Japan (Fig. 4).

4.1 *Thuja standishii* in eastern Japan

Thuja standishii is common in the high snow-fall mountains on the Japan Sea side of central Honshu. The species is resilient to snow as is well demonstrated by its occurrence in high moorland such as near the Tateyama Kurobe Alpine Route (personal observation) where snow depth attains up to 3 m in winter (Nakamura and Abe 1993). In such locations the species forms large multi-stemmed patches that are possibly clonal. In Tohoku, *Thuja standishii* was confirmed to have be relatively rare and have a scattered distribution despite continuous areas of modelled suitable habitat along the regions mountain ranges. This is especially the case for the Pacific side of Tohoku with the only confirmed record at Mt. Goyo (Okuda 1968) in the Kitakami Mountain Range of northwest Iwate Prefecture. A similar finding of 'empty habitat' in Tohoku has been found for other subalpine conifers such as *Tsuga diversifolia* (Tsuyama et al. 2014) and *Abies mariesii* (Daimaru and Taoda 2004). In fact, Tohoku is recognised for the rarity of subalpine coniferous forests in the subalpine climatic zone which is instead often vegetated by dwarf bamboo, meadows or deciduous broad-

leaved stunted scrub with subalpine conifers absent small patches or confined to rocky ridges (Kikuchi 1981). The factors underlying the rarity of coniferous trees in the subalpine zone of Tohoku remains unresolved but is likely to be a combination of seed dispersal limitations, heavy snow and frequent avalanches (at least on the Japan Sea side) and exposure to strong winds (Kikuchi 1981, Makita and Ogawa 1978).

On the Pacific side of Honshu the species is common in the Chichibu Mountains in Saitama and Yamanashi Prefectures. However, it is otherwise rare on the Pacific side of Honshu forming isolated populations (e.g. Mt. Yamizo and Mt. Otakine in Fukushima Prefecture). In these locations snow depth is markedly lower than the Japan Sea side at 0.1-0.5 m (Nakamura and Abe 1993) that, along with other occurrences in low snowfall areas of western Japan, demonstrates that *Thuja standishii* can by no means be considered a 'specialist' of heavy snow fall areas. Rather the species can be considered to display a high level of plasticity of habit with, for example, some populations in high snowfall areas comprised of-tall single-stemmed trees on ridges and multi-stemmed twisted shrubs on slopes with high snow accumulation (personal observation). On the Pacific side large geographic areas with no confirmed records (e.g. Mt. Fuji) or only one record (e.g. the entire Southern Alps including the mountains of inland Shizuoka Prefecture) were observed despite

predicted suitable habitat. A similar absence of the dwarf conifer *P. pumila* from Mt. Fuji despite suitable modelled climate has been noted by Horikawa et al. (2009) who considered that volcanic eruptions or lack of time for dispersal from glacial populations may explain its absence. However, this explanation is hard to reconcile for *Thuja standishii* because most other subalpine and temperate conifers of central Honshu are present (Miyawaki et al. 1971). In the case of inland Shizuoka Prefecture, the absence of *Thuja standishii* is likely to be a result of insufficient sampling due to difficulty of access. Unconfirmed records from this area by Hayashi (1960) require targeted searches for confirmation (Fig. 7).

4.2 *Thuja standishii* in western Japan

Thuja standishii was confirmed to occur in Chugoku and Shikoku in western Japan with the most southern population at Mt. Torigata (Yamanaka 1964) rather than Monobe Valley (Hayashi 1960). The most likely area where the species occurs but was not confirmed in this study is the Mt. Ishizuchi area. Some of the records of *Thuja standishii* in western Japan are at the edge of the species climatic range (Fig. 6) and were poorly predicted by the whole range species distribution models. These include all three of the known populations of *Thuja standishii* growing within warm temperate evergreen forest at 500 m a.s.l. at Mt. Hanataka (Shimane Prefecture), Gokei Valley, at 180 m a.s.l. (Okayama Prefecture) and Monobe Valley, at 590 m a.s.l. (Kouchi Prefecture). These stands were multi-aged and had banks of juveniles in the understorey indicating continuous regeneration. These rear-edge populations may be classic examples of climate relict populations, that is, populations that have occurred *in situ* over multiple glacial cycles accumulating genetic variants adapted to the warmer climate (Woolbright et al. 2014). Their persistence is unlikely to be explained by buffering from the regional climate in cool microclimates because individual trees are not restricted to specific topographic positions or aspects. Even in the lowest altitude populations at Gokei Valley (180 m) and the Kumi Valley (45 m) on Dogo Island, where the species is mostly restricted to shaded, northern facing steep slopes, a few individuals grow exposed on ridge tops. Another hypothesis is that these populations may represent remnants of a formerly wider distribution of the species in western Japan. Agricultural history extends back at least 6,600 years (Tsukada et al. 1986) in western Japan and past logging and conversion to agriculture over millennia has resulted in a drastic reduction in the area of primary forests of this region (Biodiversity Center of Japan 2010). Around 1500 years ago, there was widespread human disturbance of natural forests across Japan as evidenced by an increase of secondary forest trees such as *Pinus* subgenus *Diploxyon* and *Quercus* in the fossil pollen record (Kitagawa et al. 2014). Conifers such as

Cr. japonica decreased in abundance at this time due to human exploitation (Tsukada 1982) while human disturbance resulted in population extinctions shrinking the overall geographic range of some conifers such as *Sciadopitys verticillata* (Tsukada 1963). Declines in Cupressaceae pollen concomitant with increases of secondary forest trees are recorded from multiple sites in western Japan (Miyake et al. 2000, Sasaki et al. 2011) suggesting declines in Cupressaceae dominated primary forests which could have included *Thuja standishii*. It is notable that some of the *Thuja standishii* populations in western Japan are found only on nutrient poor geological substrates that would have been less attractive for clearing. For example, all three known population in Shikoku occur on serpentine geology (Mt. Higashiakaishi) or limestone (Mt. Torigata and Monobe Valley). The latter location consists of an unstable limestone rocky slope with almost no soil on which *Thuja standishii* is almost the sole tree species (Fig. 1b). Examination of fossils, if they can be found, and genetic studies (including potentially using species specific markers to distinguish *Thuja standishii* pollen using ancient DNA techniques) are required to better understand the past distribution of *Thuja standishii* in western Japan. Specifically, such studies are needed to determine whether rare populations at the warm-edge of the species range are climate relicts persisting since at least the Last Glacial Maximum or, rather, are survivors of the widespread human impacts on forests of western Japan over the last few millennia.

4.3 Possible extinctions

This study was unable to confirm the species presence on the Kii Peninsula which is recorded by Hayashi (1960) and Kurata (1971) from the Odaigahara highland area. It is possible that the species never occurred on the Kii Peninsula as it was not described in Yatoh's (1962) description of the Cupressaceae conifers of the Kii Peninsula. Its absence is somewhat surprising given suitable modelled habitat, albeit marginal, and the fact that the Kii Peninsula's isolated high mountain ranges share almost the same suite of cool temperate and subalpine conifers as the central Honshu mountain ranges (Yatoh 1955, 1956a, 1956b, 1957, 1962) where *Thuja standishii* is common. Alternatively, the species may have become extinct due to destruction of forests from bark stripping of deer which has been severe in the Odaigahara area (Shibata 1984). The thin bark of *Thuja standishii* makes it particularly vulnerable to bark stripping (personal observation). If the species has gone extinct from the Kii Peninsula it would entail a range-loss of 180 km from the nearest populations in central Honshu.

Despite searches in this study and by others (Flora Kanagawa 2003, Tottori Prefecture 2012) it was not possible to relocate the species at Mt. Ishizuchi in Ehime Prefecture, Tawara in Tottori Prefecture and in the Tanzawa Mountains in Kanagawa

Prefecture. Particularly in the case of Tawara and Tanzawa Mountains, it is most likely that these past records represent true losses. While the Tawara population is thought to have been logged for house construction (Tottori Prefecture 2012) the cause of the Tanzawa Mountains extinction is unknown. However the potential for rediscovery cannot be discounted given that new additions are still being made to the flora of places like the Tanzawa Mountains (e.g. Tamura and Irino 2003) despite the long history of botanical study in the area.

4.4 Conclusions

Overall, this study has found that *Thuja standishii* has a wide geographic and climatic range distributed from northern Tohoku to Shikoku and occurring in warm temperate forest to the edge of the alpine zone. The species was found to occupy most of its modelled range except for parts of Tohoku, Mt. Fuji and the Southern Alps while isolated small populations in western Japan were poorly predicted. Although the current population trend is likely to be stable, ecological and genetic research is needed to ascertain why *Thuja standishii* has been vulnerable to local extinction after disturbances such as logging. The populations in Chugoku and Shikoku at the species rear- edge are of particular conservation importance as they may harbour unique genetic diversity related to their warm climate habitats. Overall, this study provides a basis for future research on the conservation and genetic diversity for *Thuja standishii*, one of Japan's most important but least understood endemic conifers.

Acknowledgements

I would like to thank Hideki Mori for writing the R script to extract vegetation data, Shuri Kato for providing herbarium records from the Tama Herbarium, Tokuko Ihara-Udino for translating the abstract into Japanese and Satoshi Kikuchi, Ikutaro Tsuyama, Shota Sakaguchi and Kyoko Sugai for their help in the field. Lastly, I thank Professor Yoshio Hada for guidance to the Gokei population in Okayama Prefecture.

References

- Acosta, L. E., and Vergara, J. (2013) New records and distribution modeling of *Gryne orensis* (Sørensen) (Opiliones: Cosmetidae) support the Mesopotamian–Yungas disjunction in subtropical Argentina. *Zootaxa*, 3736, 143-158.
- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B. and Anderson, R. P. (2015) spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38, 541-545.
- Biodiversity Center of Japan (2010) Biodiversity of Japan: a harmonious coexistence between nature and humankind. Nature Conservation Bureau, Ministry of the Environment. Heibonsha, Tokyo.
- Boria, R. A., Olson, L. E., Goodman, S. M. and Anderson, R. P. (2014) Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275, 73-77.
- Carter, G. and Farjon, A. (2013) *Thuja standishii*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013:e.T42264A2968225. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-.RLTS.T42264A2968225.en>. Downloaded on 09 November 2018.
- Cui, Y. M., Sun, B., Wang, H. F., Ferguson, D. K., Wang, Y. F., Li, C. S., Yang, J. and Ma, Q- W. (2015) Exploring the formation of a disjunctive pattern between eastern Asia and North America based on fossil evidence from *Thuja* (Cupressaceae). *PloS One*, 10, e0138544.
- Daimaru, H. and Taoda, H. (2004) Effect of snow pressure on the distribution of subalpine *Abies mariesii* forests in northern Honshu Island, Japan. *Journal of Agricultural Meteorology*, 60, 53-261.
- Debreczy, Z., Rácz, I. and Musial, K. (2011) Conifers around the world: Conifers of the temperate zones and adjacent regions. DendroPress Budapest, Hungary
- Eckenwalder, J. E. (2009) Conifers of the world: the complete reference. Timber Press.
- Flora Kanagawa (2003) Kanagawa Prefecture Plant Record Investigation Society News, 55, 663-694.
- Gansert, D. (2004) Treelines of the Japanese Alps-altitudinal distribution and species composition under contrasting winter climates. *Flora*, 199, 143-156.
- Gogol-Prokurat, M. (2011) Predicting habitat suitability for rare plants at local spatial scales using a species distribution model. *Ecological Applications*, 21, 33-47.
- Hayashi, Y. (1960) Taxonomical and phytogeographical study of Japanese conifers. Norin-Shuppan, Tokyo, Japan (In Japanese)
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. and Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
- Hirose, Y., Tomita, B. and Nakatsuka, T. (1968) The isolation and structure of Nezukone. *Agricultural and Biological Chemistry*, 32, 249-251.
- Hosmer Jr, D. W., Lemeshow, S. and Sturdivant, R. X. (2013) Applied logistic regression (Vol. 398). John Wiley and Sons.
- Horikawa, M., Tsuyama, I., Matsui, T., Kominami, Y. and Tanaka, N. (2009) Assessing the potential impacts of climate change on the alpine habitat suitability of Japanese stone pine (*Pinus pumila*). *Landscape Ecology*, 24, 115-128.
- Hou, L., Cui, Y., Li, X., Chen, W., Zhang, Z., Pang, X. and Li,

- Y. (2018) Genetic evaluation of natural populations of the endangered conifer *Thuja koraiensis* using microsatellite markers by restriction-associated DNA sequencing. *Genes*, 9, 218.
- Kamoi, Y., Saito, M., Fujita, H. and Kobayashi, I. (1988) Plant fossil assemblage of the last glacial age in the northern part of Niigata Prefecture, central Japan. *The Quaternary Research*, 27, 21-29. (In Japanese)
- Kikuchi, T. (1981) The vegetation of Mount Iide, as representative of mountains with heavy snowfall in Japan. *Mountain Research and Development*, 261-265.
- Kitagawa, J., Fujiki, T., Yamada, K., Hoshino, Y., Yonenobu, H. and Yasuda, Y. (2014) Human impact on the Kiso-hinoki cypress woodland in Japan: a history of exploitation and regeneration. *Vegetation History and Archaeobotany*, 23, 649-664.
- Kurata, S. (1971) Illustrated important forest trees of Japan. Chikyu-Shuppan-Sha, Tokyo, Japan
- LePage, B. A. (2003) A new species of *Thuja* (Cupressaceae) from the Late Cretaceous of Alaska: implications of being evergreen in a polar environment. *American Journal of Botany*, 90, 167-174.
- Li, J. H. and Xiang, Q. P. (2005) Phylogeny and biogeography of *Thuja* L.(Cupressaceae), an eastern Asian and North American disjunct genus. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47, 651-659.
- Liu, J., Shi, S., Chang, E., Yang, W. and Jiang, Z. (2013) Genetic diversity of the critically endangered *Thuja sutchuenensis* revealed by ISSR markers and the implications for conservation. *International Journal of Molecular Sciences*, 14, 14860-14871.
- Makita, H. and Ogawa, S. (1978) On the tree line composed of beech (*Fagus crenata*) on Funakata Mountains, Miyagi Prefecture. *Annals of the Tohoku Geographical Association*, 30, 182-188 (in Japanese).
- Matsuba, R. (1999) Timber consumption around the Early Modern Edo Castle deduced from wooden artefacts recovered at the Tameike Site, Shiodome Site, and three Sumida-ku sites, Tokyo. *Japanese Journal of Historical Botany*, 7, 59-70.
- Miyake, N., Nehira, K., Nakagoshi, N. and Hirayama, T. (2000) An investigation of vegetation changes by pollen analysis of forest soils. *The Quaternary Research*, 39, 139-150.
- Miyawaki, A., Sugawara, H. and Hamada, T. (1971) Vegetation of Mt. Fuji. Fuji Kyuko Company Limited (In Japanese).
- Momohara, A. (2016) Stages of major floral change in Japan based on macrofossil evidence and their connection to climate and geomorphological changes since the Pliocene. *Quaternary International*, 397, 93-105.
- Nakagawa, S. (1994) Conifers. Hoikusha. Higashiosaka. 188pp.
- Nakamura, T. and Abe, O. (1993) Estimated seasonal snow cover and snowfall in Japan. *Annals of Glaciology*, 18, 179-184.
- Okuda, S. (1968) The alpine and subalpine vegetation of Mt. Goyo, Iwate Prefecture. *Memoirs of the National Science Museum*, 1, 77-83 (in Japanese)
- Peng, D. and Wang, X. Q. (2008) Reticulate evolution in *Thuja* inferred from multiple gene sequences: implications for the study of biogeographical disjunction between eastern Asia and North America. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 47, 1190-1202.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013.
- Radinger, J., and Wolter, C. (2015) Disentangling the effects of habitat suitability, dispersal, and fragmentation on the distribution of river fishes. *Ecological Applications*, 25, 914-927.
- Radosavljevic, A., and Anderson, R. P. (2014) Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography*, 41, 629-643.
- Sasaki, N., Takahara, H. and Yumoto T. (2011) Vegetation history of Satoyama woodlands based on pollen records from Kyoto Basin, Japan, *Chikyū kankyō*, 16, 115-127 (In Japanese)
- Shibata, E. (1984) Damage to conifers by the sika deer (*Cervus nippon*) on Mt. Ohdaigahara. *Nara Botany*, 7, 1-6. (In Japanese)
- Shimizu, T. (1962) Studies on the limestone flora of Japan and Taiwan (Part I). *Journal of the Faculty of Textile Science and Technology, Shinshu University*, 30, 1-105.
- Suzuki, K. (1991) *Picea* cone-fossils from Pleistocene strata of northeast Japan. *Saito-Ho-on Kai Museum of Natural History Research Bulletin*, 59, 1-41.
- Suzuki, S. and Noshiro, S. (2006) Materials and forms of wooden coffins of the Edo period excavated from the Sugan-ji and Shoken-ji sites, Shinjuku, Tokyo. *Japanese Journal of Historical Botany*, 14, 61-72. (In Japanese)
- Suzuki, S. and Noshiro, S. (2008) Transition in construction timber usage and its social background in the early modern Edo period deduced from wooden remains excavated from the Nihonbashi 1-chome site, Chuo-ku, Tokyo. *Japanese Journal of Historical Botany*, 16, 57-72. (In Japanese)
- Takahara, H., Sugita, S., Harrison, S. P., Miyoshi, N., Morita, Y. and Uchiyama, T. (2000) Pollen-based reconstructions of Japanese biomes at 0, 6000 and 18,000 14C yr bp. *Journal of Biogeography*, 27, 665-683.

- Takahara, H. and Kitagawa, H. (2000) Vegetation and climate history since the last interglacial in Kurota Lowland, western Japan. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 155, 123-134.
- Tamura, A. and Irino, A. (2003) Newly distributed *Acer nipponicum* H. Hara in Kanagawa Prefecture. *Journal of Phytogeography and Taxonomy*, 51, 75-76. (In Japanese)
- Tang, C. Q., Yang, Y., Ohsawa, M., Momohara, A., Yi, S-R., Robertson, K., Song K., Zhang S-Q. and He, L. Y. (2015) Community structure and survival of tertiary relict *Thuja sutchuenensis* (Cupressaceae) in the subtropical Daba Mountains, southwestern China. *PloS One*, 10, e0125307.
- Tottori Prefecture (2012) Threatened Wildlife of Tottori Prefecture: Animals, fungi and plants. Red Data Book Tottori 2nd Edition (<https://www.pref.tottori.lg.jp/192848.htm>) (in Japanese)
- Tsukada, M. (1963) Umbrella pine, *Sciadopitys verticillata*: past and present distribution in Japan. *Science*, 142, 1680-1681.
- Tsukada, M. (1982) *Cryptomeria japonica*: glacial refugia and late-glacial and postglacial migration. *Ecology*, 63, 1091-1105.
- Tsukada, M., Sugita, S. and Tsukada, Y. (1986) Oldest primitive agriculture and vegetational environments in Japan. *Nature*, 322, 632.
- Tsuyama, I., Nakao, K., Higa, M., Matsui, T., Shichi, K. and Tanaka, N. (2014) What controls the distribution of the Japanese endemic hemlock, *Tsuga diversifolia*? Footprint of climate in the glacial period on current habitat occupancy. *Journal of Forest Research*, 19, 154-165.
- Warren, D. L. and Seifert, S. N. (2011) Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21, 335-342.
- Warren, D. L., Glor, R. E. and Turelli, M. (2010) ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*, 33, 607-611.
- Woolbright, S. A., Whitham, T. G., Gehring, C. A., Allan, G. J. and Bailey, J. K. (2014) Climate relicts and their associated communities as natural ecology and evolution laboratories. *Trends in Ecology and Evolution*, 29, 406-416.
- Yamanaka, T. (1964) Limestone vegetation in Shikoku, Japan. *Acta Phytotaxonomica et Geobotanica*, 21, 29-33. (In Japanese)
- Yang, B. H., Song, J. H., Lee, J. J., Hur, S. D. and Hong, Y. P. (2009) Genetic variation and structure of the relict populations of Korean Arborvitae (*Thuja koraiensis* Nakai) in South Korea, employing ISSR markers. *Journal of Korean Forestry Society*, 98, 1-7 (In Korean)
- Yatoh, K. (1955) Conifers of the Kii Peninsula (I). *Bulletin of the Faculty of Agriculture, Mie University*, 11, 73-94
- Yatoh, K. (1956a) Conifers of the Kii Peninsula (II). *Bulletin of the Faculty of Agriculture, Mie University*, 12, 57-76
- Yatoh, K. (1956b) Conifers of the Kii Peninsula (III). *Bulletin of the Faculty of Agriculture, Mie University*, 13, 123-132
- Yatoh, K. (1957) Conifers of the Kii Peninsula (IV). *Bulletin of the Faculty of Agriculture, Mie University*, 14, 111-120.
- Yatoh, K. I. (1962) Dendrological notes on Cupressaceae of the Kii Peninsula. *Research Bulletins of the College Experiment Forests Hokkaido University*, 21, 415-423.

日本の固有の針葉樹クロベの現在の分布及び気候範囲。

James R. P. Worth^{1)*}

要旨

クロベは日本固有の重要な針葉樹だが、他のヒノキ科の種と異なり現在の種の分布の情報が不足している。本報告ではクロベの現在の分布を調査し、近年絶滅した集団の数を、公開されている利用可能なオンラインリソースと野外調査の結果を併せて評価した。さらに、Maxentによる種分布モデルを用い、クロベの生息可能域を予測した。クロベは本州北部（北緯 40.67°）から四国（北緯 33.49°）の温暖な照葉樹林から山岳地域の近くまで日本に広く分布していた。その分布域の中心は日本の中央部で、多雪・少雪の両方の山岳地域を含んでいた。一方、西日本ではクロベは非常に稀で、中国地方に 5 箇所、四国地方に 3 箇所の合計 8 集団しか確認されなかった。これらの中には、種分布モデルでは推測されなかった非常に温暖な地域に存在する集団もあった。こうした集団は、本州中央部の分布の中心から隔離されたレフュージアが長期間持続していたか、もともと西日本の温暖な地域により広く分布していたクロベが数千年に渡る人間活動で消失して残存したものであり、保全上非常に意義のある集団である。20 世紀半ばの人為的攪乱により 3 集団の絶滅が認められるが、全体としてはクロベの集団の推移は安定していた。

キーワード：遺存集団、保全、日本の固有針葉樹、分布域縮小、南限集団、分布モデル、クロベ

原稿受付：平成 30 年 11 月 22 日 原稿受理：平成 31 年 2 月 25 日

1) 森林総合研究所 樹木分子遺伝研究領域

* 森林総合研究所 樹木分子遺伝研究領域 〒 305-8687 茨城県つくば市松の里 1

論文 (Original article)

統計資料に基づく 36 年間の日本の民有人工林における
干害被害の推移と地域性吉藤 奈津子^{1)*}、鈴木 覚¹⁾、玉井 幸治¹⁾

要旨

適切な森林管理と林業経営を行うには気象害に対するリスク管理が必要で、被害率の推移や地域・樹種による違いを把握することは重要である。近年、地球温暖化に伴い乾燥が立木の枯死衰退に及ぼす影響の評価が世界的に注目されている。本研究では干害に着目し、林野庁が全国の民有人工林を対象に収集する気象害データ(森林被害報告)を用いて1959-2014年の干害実損面積の推移を明らかにし、さらに詳細な属性情報が得られた1978年以降の36年間について人工林1齢級(1-5年生)の被害率の都道府県や樹種による違いを評価した。人工林1齢級は民有人工林干害実損面積の95.3%を占め、その被害率は1959-2014年の平均で0.26%、年々変動が大きく有意な増加・減少傾向は見られなかった。都道府県別で比較すると、北陸、甲信、近畿、中国地方及び香川県で被害率が大きく、北海道、東北、関東、東海、九州で比較的小さかった。主要造林樹種であるスギとヒノキの民有人工林1齢級被害率を比較すると、17都道府県でヒノキの方が有意に大きく、スギの方が有意に大きいのは2県のみであった。夏から秋にかけて著しく寡雨であった1994年の九州では、壮齢林でまとまった被害が生じた。壮齢林での被害は経済的にも生態系攪乱としても影響が大きいことが想定されるが、発生頻度が少ないため長期的動向を知るには継続して全国の気象害情報を網羅的に収集する必要がある。

キーワード：干害、民有人工林、統計資料、被害率、時系列変化、地域性、林齢別

1. はじめに

森林は強風、豪雨、豪雪、乾燥、低温などの気象現象によって、枝折れ、幹折れ、枯損、湾曲など様々な形態の被害を受ける。被害が大きい場合には個体の一部の損傷で収まらず、枯死や倒木によって森林が損失する場合がある。こうした気象害は、森林がもつ生物多様性の保全、土砂災害防止、水源涵養、保健休養の場の提供などの公益的機能を損なうだけでなく、林業においては経済的損害をもたらす持続的な経営の妨げとなる。適切な森林管理と林業経営を行うためには気象害の発生状況を把握しリスク管理を行うことが必要であり、そのためには各気象害の発生率や推移、地域性、樹種による違いなどを把握することが重要である。気象害による経済的損失は特に民有人工林経営者にとっては大きなリスクであり、そのための備えとして森林保険制度が設けられているが、適切な保険料率を定めるためにも各気象害の発生率や地域・樹種による違いを評価する必要がある。

地球規模での観測や予測によると、近年気候システムが温暖化していることは疑う余地がなく、それに伴い地域によって影響は異なるものの、大雨や熱波、干ばつなどの極端現象の強度や頻度に既に変化が現れている可能性があることが報告されている(IPCC 2013)。こ

うした気候変動は様々な森林気象害の発生にも影響を及ぼす可能性があるが、中でも乾燥による立木の枯死、すなわち干害への影響の評価・解明は、近年世界的に注目されている課題の一つである(Allen et al. 2010)。これまで気候変動の影響の有無にかかわらず、森林の枯死・衰退は乾燥地域から湿潤地域までを含む世界各地でたびたび起っており、温暖化によって今後さらに進行する可能性が懸念されている(Allen et al. 2010)。日本では1970年頃から、関東・北陸の平野部や瀬戸内地域でスギの衰退現象が報告されている(山家 1978)。その原因として酸性降下物や大気汚染ガスの影響が指摘されてきたが(例えば、梨本・高橋 1991)、松本ら(1992a, b)は、関東平野のスギ衰退の主要因は、酸性降下物や大気汚染ガスよりも乾燥化に伴う水ストレスである可能性が高いと考察している。また、Shigenaga et al. (2005)やMatsumoto et al. (2006)は、温暖化の進行によってスギの衰退地域が拡大する可能性を指摘している。従って、温暖化の影響が懸念される今、日本国内での干害被害の推移や地域性の実態を把握することは、適切な森林管理と林業経営にとって重要である。

森林気象害は時間的にも空間的にも散発的に発生するため、被害動向を長期にわたって網羅的に把握する

原稿受付：平成30年10月30日 原稿受理：平成31年3月5日

1) 森林総合研究所 森林防災研究領域

* 森林総合研究所 森林防災研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

ことは容易ではない。日本では国有林で発生した気象害は各森林管理局の集計に基づく国有林野立木被害報告としてまとめられ、昭和23年度(1948年度)分から国有林野統計書(昭和35年度分以降は国有林野事業統計書)に収録されている。民有林・公有林・林野庁所管以外の国有林で発生した気象害については、森林被害報告として林野庁が収集し、昭和29年(1954年)分から森林火災国営保険事業統計書に、昭和35年(1960年)分以降は森林国営保険事業統計書に、それぞれ収録されている。これらは複数の気象害を対象とした日本全国を網羅する比較的長期の統計データとして貴重であるが、これらを用いて気象害の動向を評価した研究事例は限られている。全国の民有林のみを対象とした研究としては、久保山ら(2003)が森林国営保険事業統計書のデータを用いて、40年間の風害・水害・雪害・干害・凍害の林齢階級別の被害率を全国レベルで推定しその推移を検討しており、また風害と雪害については全林齢累計での県別被害率を推定して地域による違いを示している。民有林だけでなく国有林も合わせた日本の森林全体の気象害の動向を解析するには、国有林野立木被害報告と森林被害報告のデータを統合する必要があるが、それぞれ集計方法が異なるため両者をそのまま合算することはできない。例えば、森林被害報告では風害・水害・干害が個別に集計されているのに対し、国有林野立木被害報告では風害と水害は風水害としてまとめて集計され、干害は他の気象害と合わせてその他に含められている。また森林被害報告の集計期間は毎年1月から12月であるのに対し、国有林野立木被害報告は年度で集計されている。鈴木ら(2008, 2009)は、こうした集計方法の違いを補正して両データを統合し、風水害・雪害・林野火災の3区分について過去50年間の県別の被害面積等を集計し、地域によって被害の発生しやすい気象害の種類が異なることを示している。しかし干害については、国有林野立木被害報告ではその他に含まれてしまうため、国有林と民有林を合わせた統合的な解析は難しい。民有林での干害被害については久保山ら(2003)が林齢階級別に全国累計での被害率の推移を示しているが、地域や樹種による違いは検討されていない。

本研究では、森林被害報告を用いて民有林の主に人工林1齢級(1-5年生)を対象に、干害被害面積および被害率の推移と、都道府県や樹種による違いを検討した。干害の被害率は林齢によって大きく異なり(久保山ら2003)、林齢別の森林面積も年月の経過とともに大きく変化しているため、被害動向を検討するには森林面積の変化も加味した被害率を林齢別に推定して解析するのがふさわしい。森林国営保険事業統計書に収録されている森林被害報告のデータは、全国累計では林齢階級別の数値が掲載されているが、都道府県別では全林齢の累計値のみで林齢階級別や樹種別の数値は

記載されていないなど、ある程度集計された数値が記載されているのみである。本研究では、過去36年分について集計前の元データを入手し、干害被害の大部分を占める人工林1齢級に着目して都道府県別・樹種別の被害率について検討を行った。また、1994年に発生した比較的大規模な壮齢林での被害(讚井1998, 2005)を取り上げ、発生地域や気象状況を明らかにした。

2. 材料と方法

被害に関するデータは、林野庁で収集している森林被害報告を使用した。森林被害報告は、各種気象災害・噴火・地震・林野火災による森林被害について、被害発生場所(県、市町村)、被害原因、罹災月、森林形態(人工林・天然林・苗畑・竹林)、樹種、林齢区分(1-5、6-10、11-15、16-20、21-40年生および41年生以上の6区分)、所有区分(民有林・林野庁所管以外の国有林)、被害面積、実損面積、被害材積、被害本数、被害額、実損額の情報を収集したものである。これを年単位で林齢区分別の全国累計値や都道府県別の全林齢累計値などに集計した数値が森林国営保険事業統計書に収録されているわけであるが、本研究では集計前のデータ(以下、元データ)を1982年(昭和57年)を除く1978-2014年(昭和53年-平成26年)の36年分について入手し、これを主な解析対象期間とした。干害を被害原因とする実損面積のうち、所有区分が民有林であり人工林または天然林に区別されているもののみを抽出して解析対象とした。なお、実損面積は被害面積(被害を受けた区域の面積)に損害率(被害木本数/罹災前の成立本数)をかけることによって求められたものである(久保山ら2003, 鈴木ら2009)。

また、より長期の傾向を検討するため、森林火災国営保険事業統計書と森林国営保険事業統計書から、1959-1977年(昭和34-52年)および1982年(昭和57年)の林齢区分別全国累計干害実損面積を収集した。ただし、1965-1966年(昭和40-41年)は全林齢の累計実損面積のみで、林齢区分別の数値は収録されていなかった。1960年(昭和35年)以前は「民有人工林のみを対象とする」との記載があるが、その後は人工林・天然林の区別について特に記載がない。元データとの比較から、記載のない期間は人工林と天然林の合計であると判断した。1960年(昭和35年)以降は被害面積と実損面積の両方が記載されているが、1959年(昭和34年)は被害面積の記載はあるが実損面積は記載されていない。「森林災害対策資料調査要領」(昭和34年10月26日付34林野指第7205号林野庁長官通知)に「被害面積は被害木の専有面積とする」とあるので、昭和34年の被害面積はそれ以降の実損面積に相当すると考え、被害面積を用いた(鈴木ら2009)。1958年(昭和33年)以前については、被害面積が1団地で合計1町歩(およそ1ha)以上のものを集計の対象としていたた

め、小規模被害は網羅されず被害が過小評価されていた可能性があるため、解析には用いられなかった。

干害被害の経年変化や地域による違いを検討するには、対象とする森林の面積変化を考慮して、被害率をもって検討を行うのがふさわしい。本研究では、民有人工林1齢級(1-5年生)の森林面積に代わるものとして、林野庁が編纂する森林・林業統計要覧掲載されている民有人工林の人工造林面積を用いることとした。森林・林業統計要覧には、年度ごとの民有人工林の人工造林面積が県別・樹種別に収録されている。その過去5年累計値を、その年度の民有人工林1齢級の面積として用いた。5年の間に損失・減少する面積は無視できるものと仮定した。なお、森林開発公団、緑資源公団、森林総合研究所による人工造林面積も民有人工林の人工造林面積に含めた。

各年の民有人工林1齢級の干害被害率は、民有人工林1齢級干害実損面積を民有人工林人工造林面積の過去5年累計値で除することによって求めた。森林被害報告は年単位の集計であるのに対し、森林・林業統計要覧は年度単位の集計となっており、集計期間が異なる。森林被害報告の元データでは罹災月の情報も得られているので、実損面積のうち罹災月が1-3月であったものの割合を調べたところ、36年間の累計で0.1%であった。従って、集計期間の違いが被害率の算出に与える影響は僅かであると考え、集計期間の違いは無視することとした。全国累計での民有人工林1齢級干害被害率を、1959-2014年について求めた。1961-1977年と1982年は林齢区分別の実損面積の記載はあるものの人工林と天然林が区別されておらず、民有人工林1齢級の実損面積データが得られなかった。天然林の立木面積の殆どは老齢林で1齢級は非常に少ないため(林野庁2012)、天然林1齢級の実損面積は無視できるほど少ないと仮定し、民有人工林1齢級の実損面積を民有人工林1齢級の実損面積として代用した。1965-1966年は林齢区分別の実損面積が得られないため計算から除外した。

また、元データを用いて1982年を除く1978-2014年の36年分の県別、及び、県別かつ樹種別(スギ・ヒノキ・その他針葉樹・広葉樹)の民有人工林1齢級干害被害率を計算した。被害率が他の値と比べてとびぬけて大きく100%を超える場合があったが、36年間の平均被害率を算定する際にはそのデータを除外した。具体的には、2009年の山形県の全樹種(被害率182%)、スギ(被害率226%)、1985年の大阪府のその他針葉樹(被害率106%)である。

干害被害発生時の気象状況を把握するため、気象庁アメダスによる降水量と気温の1時間データを用いた。沖縄を除く全国1929ヶ所のうち、1978-2014年に欠測期間が1%以下であった観測点のデータのみを抽出して使用した。降水量は676地点、気温は494地点であっ

た。北海道・東北、関東・東海・甲信、北陸、近畿、中国・四国、九州の6地域に区分し、地域毎に抽出した全観測点のデータを平均してその地域の平均降水量および平均気温とした。

3. 結果

3.1 干害被害の時系列変化

民有人工林の干害実損面積は、年によって非常にばらつきが大きい(Fig.1a)。天然林と人工林を合わせた全国の民有人工林での累計値は、1959年から2014年までの56年間で、最大は1967年の16204ha、最小は1998年の18.6haであった。民有人工林干害実損面積の大部分は人工林1齢級(1-5年生)が占めており、その割合は1982年を除く1978-2014年の36年間の平均で95.3%であった。民有人工林1齢級の干害被害率も大きく年々変動した(Fig.1b)。1959-2014年の平均は0.26%であり、人工林と天然林の区別がなされていない1961-1977年と1982年を除外すると平均0.29%であった。最も高いのは1994年の1.69%であった。被害率と年との間で回帰直線を引くと、その傾きは0.0017%/年($p=0.57$)であり、1978年以降の人工林と天然林の区別がなされている36年間のみを対象とすると、傾きは-0.002%/年($p=0.73$)であった。いずれも統計的に有意かつ明瞭な増加・減少傾向はみられなかった。実損面積は大きく年々変動しつつも近年減少しているが(Fig.1a)、人工造林面積も減少しているため(Fig.1c)、被害率としては明瞭な傾向が見られなかったと考えられる。

3.2 干害被害の都道府県・樹種による違い

民有人工林における干害実損面積は、都道府県によって大きく異なる(Fig.2a)。1982年を除く1978-2014年の36年間の累計実損面積をみると、最大は兵庫県で人工林・天然林を含む全林齢の累計で3259.8ha、人工林1齢級のみで2969.8haであった。最小は東京都と埼玉県で、毎年若干の人工造林は行われているものの(東京都は1990年以降100ha以下、埼玉県は1998年以降200ha以下)、累計実損面積はいずれも0haであった。

民有人工林実損面積の大部分を占める人工林1齢級について、干害被害率の36年間平均値を都道府県別に比較すると、北陸、甲信、近畿、中国地方および香川県で大きく、北海道、東北、関東、東海、九州地方で比較的小さかった(Fig.2b)。ただし、いずれの都道府県も被害率が0%の年があり年々変動が大きいこと、標準偏差も大きい。北海道は実損面積が大きいものの(Fig.2a)、人工造林面積も他県に比べて大きいこと(Fig.2c)、被害率は小さい(Fig.2b)。山形県の累計実損面積は1497.0haと大きい、その8割近くを2009年に報告されたスギ1齢級での被害(1173.0ha)が占めており(Fig.2a, 3a)、その年の過去5年累計人工造林面

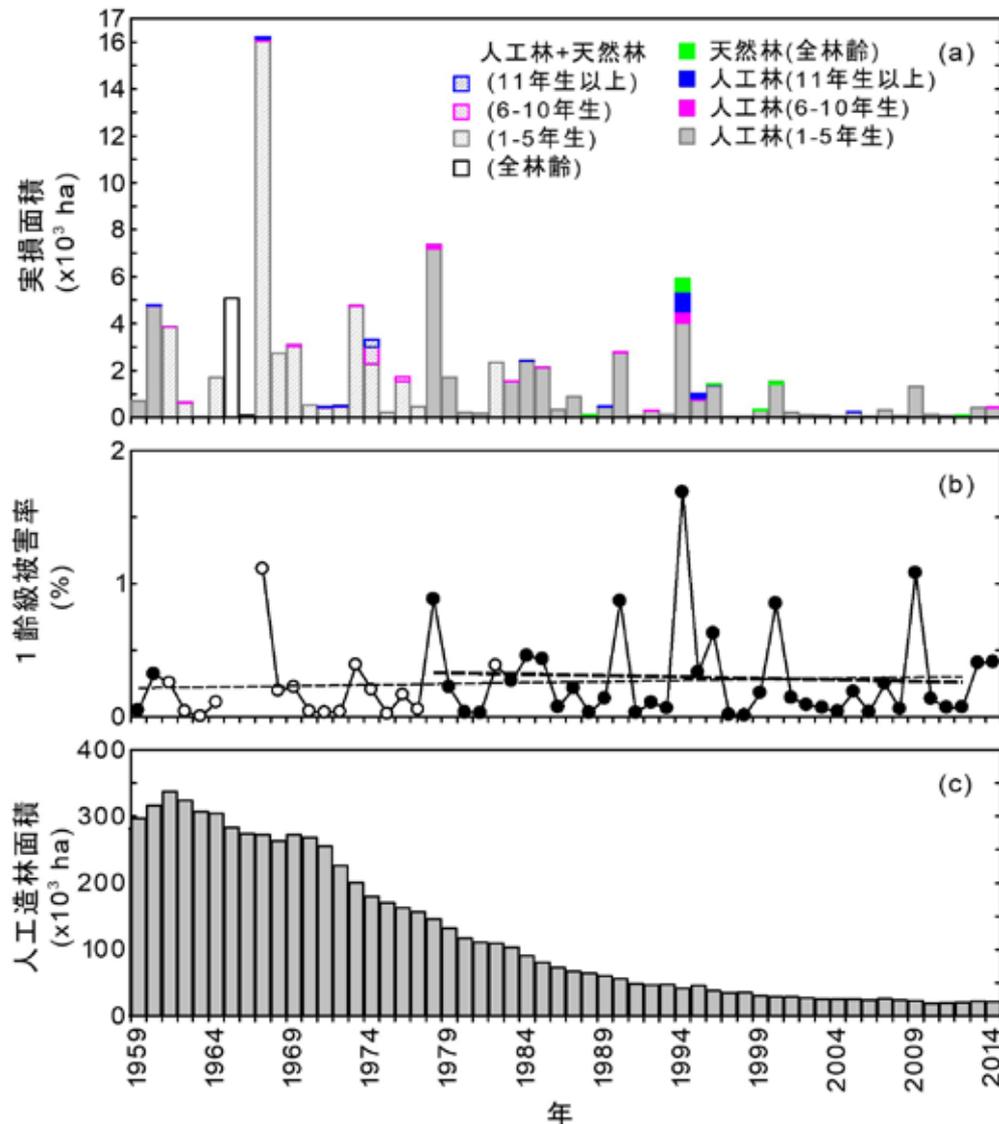


Fig. 1. 1959-2014 年の (a) 民有林干害実損面積、(b) 民有人工林 1 齢級 (1-5 年生) の干害被害率、(c) 1959-2014 年度の民有林人工造林面積

Time series of (a) annual actual loss area by drought damage at private forests, (b) drought damage ratio of age class 1 (1-5 years old) of private planted forests, and (c) annual afforestation area at private forests from April 1959 to March 2015.

(b) の干害被害率のうち、1961-1978 年および 1982 年は天然林を含む 1 齢級実損面積を過去 5 年累計人工造林面積で除したもので代用し、○で示した。太点線は 1978 年以降の●のみに対する回帰直線 ($p=0.73$) を、細点線は○を含む全データに対する回帰直線 ($p=0.57$) を示す。

In (b), open circles from 1961 to 1978 and 1982 show the ratios of the annual total actual loss area of age class 1 of both planted and natural private forests, as the substitution of that of only planted private forests, to the 5-year total afforestation area from 4 years before to that year. Thin and thick broken lines show the linear regression line for the whole data including both open and closed circles and only the data shown with closed open circles since 1978, respectively. In (c), the period of annual sum is from April in that year to March in the next year.

積の約 2 倍となっていて、データに何らかの齟齬があると考えられる。2009 年を除外して被害率を平均すると、東北の他県と同程度であった (Fig.2b)。

民有人工林 1 齢級の累計実損面積を樹種別にみると、北海道を除く東日本で比較的スギの割合が大きく、西日本ではヒノキの割合が大きい (Fig.3a)。北

海道は殆どがその他針葉樹に分類され、具体的にはトドマツ、カラマツなどのマツ類の割合が大きい。実損面積におけるこうした樹種構成の違いは、樹種ごとの人工造林面積が都道府県によって異なることが反映している (Fig.2c)。樹種別の民有人工林 1 齢級被害率で比較しても、都道府県によって値にばらつきがある

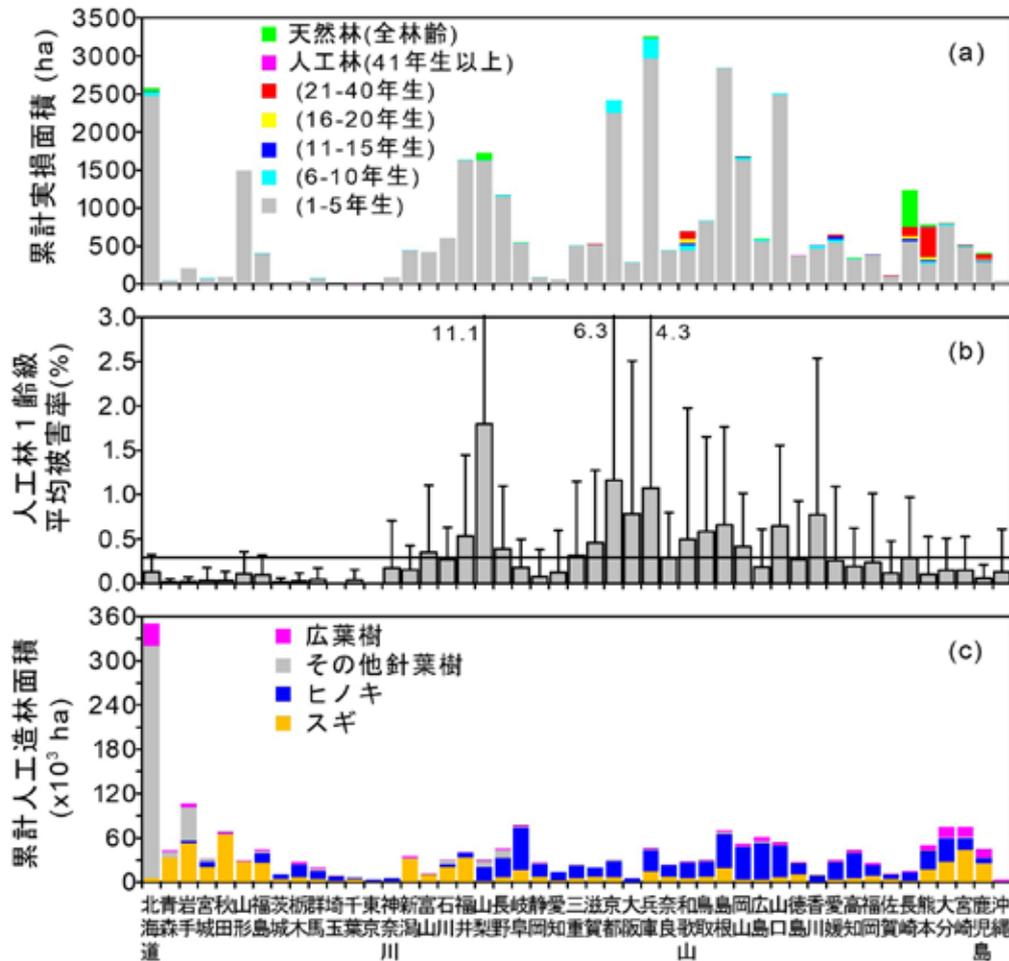


Fig. 2. 都道府県別の (a) 民有林累計干害実損面積、(b) 民有人工林 1 齢級の平均干害被害率、(c) 樹種別の累計民有人工造林面積

(a) Total actual loss area of drought damage at private forests, (b) mean drought damage ratio of age class 1 (1-5 years old) of private planted forests, and (c) total afforestation area of each tree species at private forests by prefecture.

(a) 及び (b) は 1982 年を除く 1978-2014 年、(c) は 1978-2014 年度のデータに基づく。但し、(b) で 2009 年の山形県のデータは 100% を超過していたため計算から除外。 (b) の鉛直線は標準偏差を示す。ただし、山梨、京都、兵庫は縦軸の範囲を超えるため、平均値 + 標準偏差の値を図中に示した。水平線は全国平均被害率を示す。

(a) and (b) were based on the data from 1978 to 2014 except 1982. (c) was based on the data from April 1978 to March 2015. In (b), the ratio of Yamagata prefecture in 2009 was also excluded because the ratio exceeded 100%. Vertical bars in (b) show standard deviation (SD). For Yamanashi, Kyoto and Hyogo, because the mean+SD exceed the range of vertical axis, their values are written down. Horizontal line in (b) shows the mean ratio for the whole of Japan.

(Fig.3b)。そこで、主要な人工造林樹種であり、かつ干害実損面積の大半を占めているスギとヒノキの民有人工林 1 齢級の被害率について、都道府県ごとに比較した (Fig.3b)。被害率の分布は正規分布ではないので、ウィルコクソン符号付順位検定を用いて検定を行った ($p < 0.05$)。その結果、17 都道府県でスギよりヒノキの方が有意に被害率が大きく、主に北陸甲信および関西以西に分布していた。ヒノキよりスギの方が有意に被害率が大きいのは、富山県と島根県の 2 県のみであった。

3.3 1994 年の壮齢林被害の状況

民有林での干害実損面積のほとんどは人工林 1 齢級 (1-5 年生) が占めているが、1994 年には壮齢林でも比較的大きな被害が報告されており (Fig.1a)、その多くは九州に集中して発生している (Fig.4)。その原因について考察するため、1994 年の気象条件について検討した。1994 年の月降水量と月平均気温を 1978-2014 年の平均と比較すると、1994 年は全国的に 6-8 月の降水量が非常に少なく (Fig.5)、7-8 月の気温が非常に高く (Fig.6)、全国的に高温で乾燥した夏であった。九州以外の地域では、9 月の降水量は非常に多いか 1978-2014

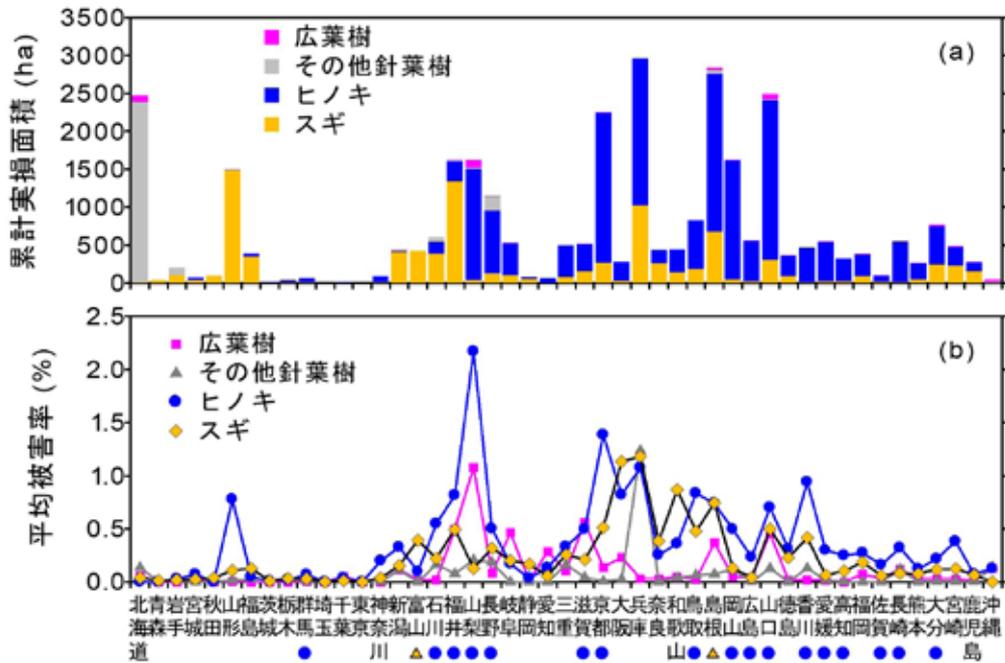


Fig. 3. 民有人工林 1 齢級の都道府県別樹種別の (a) 累計干害実損面積と (b) 平均干害被害率 (a) Total actual loss area and (b) the mean damage ratio by drought at age class 1 (1-5 years old) of private planted forests by tree species and prefecture from 1978 to 2014 except 1982

データ期間は 1982 年を除く 1978-2014 年。ただし、(b) 平均被害率は 100% を超過した山形県スギ 2009 年と大阪府その他針葉樹 1985 年は除外して求めた。横軸下の▲は、ヒノキよりスギの方が、●はスギよりヒノキの方が、被害率が有意に高い都道府県を示す (ウィルコクソン符号付順位検定、 $p < 0.05$)。

In (b), the ratio of *Cryptomeria japonica* at Yamagata in 2009 and conifer trees other than *C. japonica* and *Chamaecyparis obtusa* at Osaka in 1985 were excluded from the calculation of mean ratio because their values exceeded 100%. Filled triangles and the filled circles below the horizontal axis show the prefectures in which the damage ratio of *C. japonica* is significantly larger than that of *C. obtusa* and the damage ratio of *C. obtusa* is significantly larger than that of *C. japonica*, respectively (Wilcoxon signed rank test, $p < 0.05$).

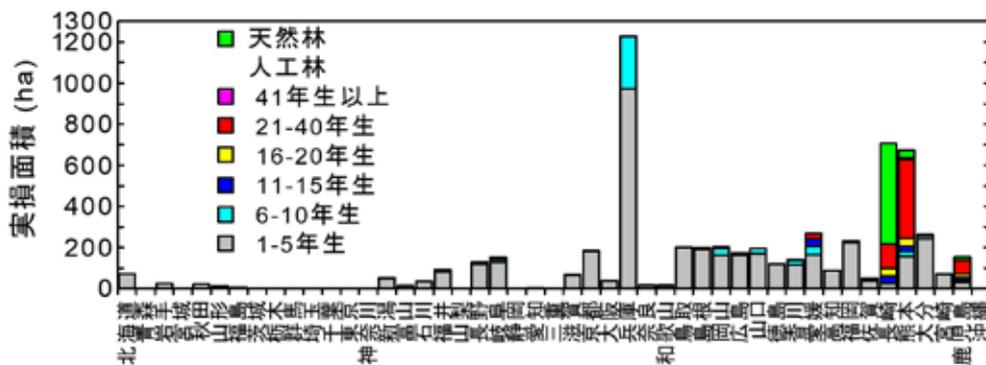


Fig. 4. 1994 年の都道府県別民有林 (人工林林齢区分別及び天然林全林齢) 干害実損面積 Actual loss area of drought damage of private forests (6 age classes of planted forests and all age classes of natural forests) by prefecture in 1994.

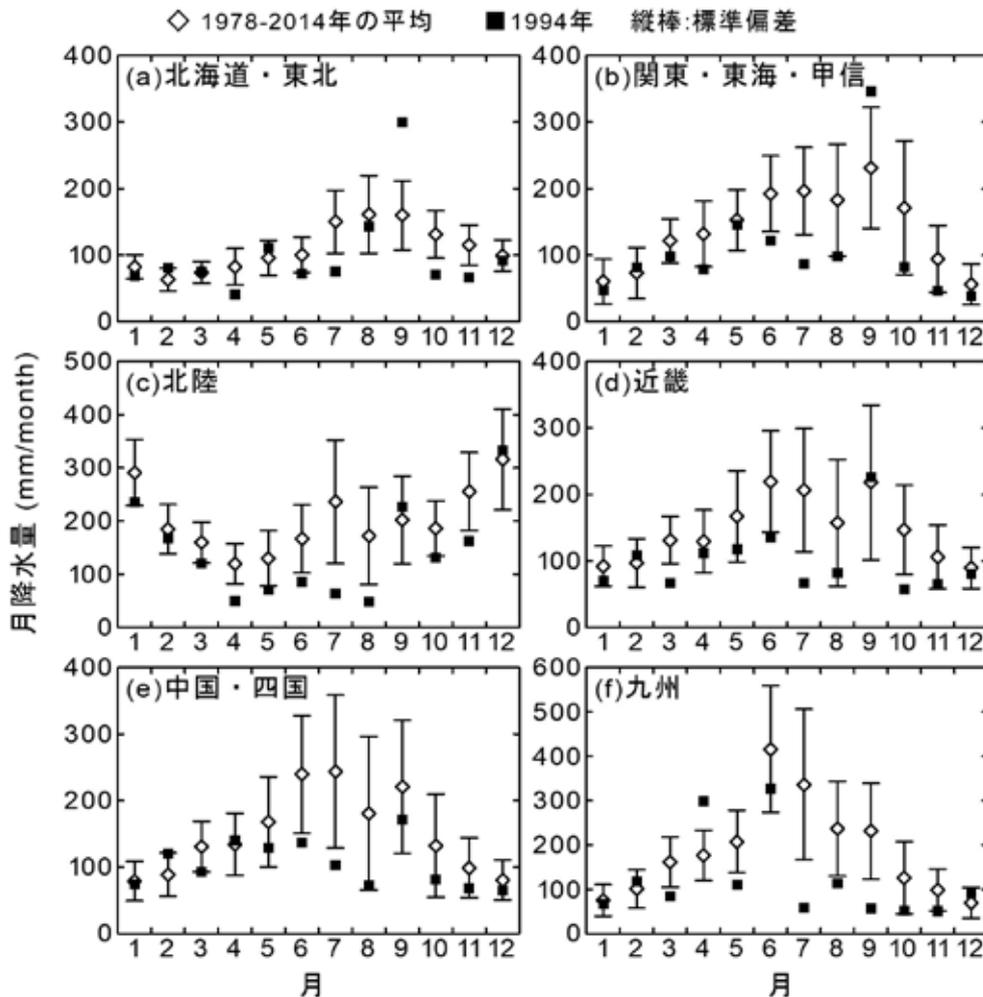


Fig. 5. 地域別の平均月降水量

Mean monthly precipitation by region

■ : 1994年、◇ : 1978-2014年の平均、縦棒 : 標準偏差。

■ : 1994, ◇ : average from 1978 to 2014, vertical bars: standard deviation

年の平均と同程度であったのに対し、九州では9月も引き続き非常に少なかった (Fig.5)。九州以外の地域では、9月には乾燥が緩和されたのに対し、九州では9月になっても乾燥状態が続いたと考えられる。このことが、九州において壮齡林干害被害が多く発生した一因になっている可能性がある。

4. 考察

干害被害の殆どは1齡級で発生している。本研究で用いた統計データからは、1齡級のうち何年生の被害が多いのかを知ることはできないが、個別の地域および年の被害に関する報告には植栽当年の罹災について報告したものが散見される。例えば、1齡級で大きな被害が発生した1967年は (Fig.1a)、九州での1齡級被害の90%以上が植栽当年のものであった (讚井2005)。また1976年の北海道では、春から初夏にかけて少雨となり、前年の秋や当年の春に植栽したマツ類の造林地で干害被害が報告されている (青柳・東原

1977)。植栽当年の苗木は活着不良や根茎の発達不良が生じると干害の被害を受けやすく、活着力の低下を防ぐには苗木の生育状態だけでなく、苗畑から輸送し造林地に植栽するまでの苗木の扱い方や、適切な造林技術をもって植え付けを行うことが重要である (大山・高橋1980)。すなわち、生育の進んだ林齢の高い森林とは異なり、植栽当年の干害被害は造林技術の向上と丁寧な造林の実施によって、被害を回避・軽減する余地があるといえよう。近年、造林の低コスト・省力化を期待してコンテナ苗の供給が進められている。壁谷ら (2016) は、コンテナ苗と従来の露地植えの裸苗を同時に植栽してその後の生長・活着能力を比較し、両者に大きな違いは見られないことを報告している。しかし、コンテナ苗は裸苗に比べて出荷前の管理がしやすく運搬の利便性が高いなどの利点があるので (壁谷ら2016)、運搬や仮置きの際の苗のダメージを減らすような管理をすることで植栽当年の被害の軽減を図ることが可能かもしれない。

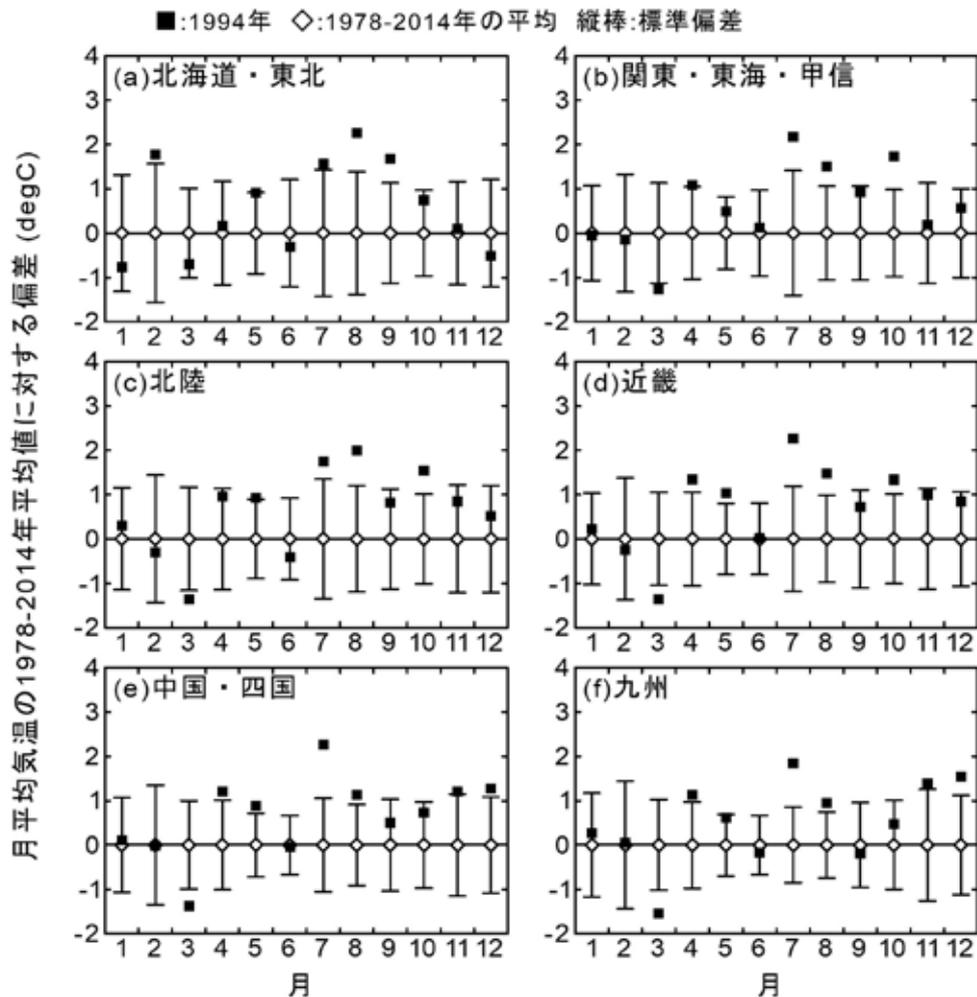


Fig. 6. 地域別の月平均気温の1978-2014年平均値に対する偏差
Deviation of the monthly mean temperature in 1994 from the mean from 1978 to 2014 by region

■ : 1994年、◇ : 1978-2014年の平均、縦棒 : 標準偏差。
Symbols are the same as in Fig.5.

スギとヒノキの民有人工林1齢級干害被害率を比較すると、ヒノキの被害率の方が大きい地域が多かった (Fig.3b)。この被害率の違いには、スギとヒノキが生来持っている耐乾性の違いだけでなく、植栽地の立地の違いや植林作業に伴うストレスに対する耐性の違いも影響すると考えられる。日本では古くから経験的に造林の際の適地適木を示す言葉として「尾根マツ、谷スギ、中ヒノキ」と言われており、スギは比較的湿潤な谷部、ヒノキは谷部に比べて乾燥しやすい斜面部が適しているとされてきた。しかし、スギとヒノキの乾燥時の応答や水利用特性についての研究は多数行われているものの、両者の耐乾性の違いとその根拠は、未だ生理学的に十分説明されているとは言えない。スギとヒノキの乾燥応答を直接比較した研究例としては、例えば Nagakura et al. (2004) はスギとヒノキのポット苗に土壤乾燥処理を施し蒸散量や相対成長量の変化を比較しており、両樹種とも乾燥の前後で相対成長量は

変化しなかったが、ヒノキは湿潤時でもスギより蒸散量が少なく乾燥時にさらに蒸散量が低下したことから、ヒノキの方がスギより水消費が節約的であることを示している。しかし、乾燥によって枯死しやすいかどうかは、蒸散による水の消費だけでなく、根から幹枝を通して葉までの吸水・水移動のしやすさや、樹体内の水分減少にどこまで枯れずに耐えられるかといった要素が複合的に影響する。これらを明らかにするには、気孔コンダクタンスや、葉や幹の水ポテンシャル、通水コンダクタンスなどの様々なパラメータの変化や相互作用を総合的に明らかにする必要がある。スギやヒノキについてこれらのパラメータを測定・推定した研究例は多数あるが (例えば、長崎・玉泉 2007, 井上ら 2018)、総合的に十分比較整理されているとはいえず、どちらの樹種が枯死しやすいかを生理学的に述べることは難しい。また、同じ種であっても、品種や苗木の生い立ち (実生苗か挿し木苗か) などによっても特性

が異なることも指摘されている(大山・高橋 1980)。仮に「古くからより乾燥しやすい斜面部に適しているとされているヒノキの方が、スギより乾燥に強い」と仮定するならば、ヒノキの被害率の方が大きい県が多いことと相反する。一方で、もし実際にスギはより湿潤な立地に、ヒノキはより乾燥しがちな立地に、それぞれ植栽されているのであれば、ヒノキの方がより強い乾燥にさらされがちになるので、そうした立地の違いが被害率の違いに反映している可能性がある。しかし本研究で用いたデータには植栽地の立地に関する情報は含まれておらず、その点について検討することはできなかった。また、特に1年生での被害に関しては、苗畑からの苗木の輸送や植栽作業にともなうストレスに対する耐性や、植栽後の根の活着のしやすさの違いが影響する可能性もある。

世界的には地球温暖化に伴う乾燥が樹木の枯死・衰退に及ぼす影響が懸念されているが、日本国内においては干害被害の大部分を占める1齢級での被害率に明瞭な増加傾向はみられなかった(Fig.1b)。一方で、著しい寡雨年には壮齢林でのまとまった被害も生じている(Fig.1a, 5)。壮齢林で被害が発生すると被害額が大きくなるため経済的な損失が大きく、また植栽直後の幼齢林に比べて生態系へ及ぼす影響も大きいことが想定される。これまで壮齢林での被害は発生頻度が少なかったため、本研究で用いたデータ期間では増加・減少傾向があるかどうかの判別は難しい。1901年から2009年の全国51地点の日降水量データを用いた長期変動解析によると、最大連続無降水日は長くなる傾向が示されている(Oguchi and Fujibe 2012)。こうした気象の変化や林齢構成などの変化が、干害を含む森林気象害の発生にどのように影響するのかをさらに明らかにしていく必要があり、そのためには今後も継続して全国の森林気象害データを網羅的に収集する必要がある。また、乾燥はスギやヒノキの暗色枝枯病の誘因になることが指摘されており、集団枯損に至る場合もある(山田・伊藤 1992, 讚井 2005)。乾燥による水ストレスの直接的な影響だけでなく、こうした病害の研究や病害が併発する場合のリスク管理も重要であろう。

民有林の気象害リスクに対する備えとして設けられている森林保険制度では、都道府県や樹種によって異なる保険料が設定されている。森林保険制度は干害だけでなく風害・水害・雪害・凍害・潮害・火災・噴火災といった複数の災害に対応するもので、それらに対するリスクを総合的に評価し適切な保険料を定める必要がある。本研究では元データを用いることにより、干害被害の大部分を占める民有人工林1齢級の被害率を都道府県別・樹種別に算出し比較することができ、保険制度の適切な運用に資する情報を提示することができた。しかし、気象害の種類によって被害を受けやすい林齢や地域には違いがあるので(久保山ら 2003)、

適切な森林管理と林業経営のためには、今後さらにそれぞれの気象害について統計データの解析や被害予測モデルによる推定、詳細な実験・観測など様々な角度から研究を進め、森林気象害の総合的なリスク評価を行っていくことが必要である。

謝 辞

人工造林面積データの収集においてご助力くださった国立研究開発法人国際農林水産業研究センターの岡裕泰氏、森林総合研究所林業経営・政策研究領域の田村和也氏、またスギ・ヒノキの耐乾性について有益な助言をくださった森林総合研究所の大曾根陽子氏に心より感謝いたします。

引用文献

- Allen, C. D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J. H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A. and Cobb, N. (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.*, 259, 660-684.
- 青柳 正英・東原 義晴(1977) 昭和51年春の異常気象による乾燥害—宗谷管内民有林の被害実態—。北方林業, 29(5), 128-132.
- 井上 裕太・北岡 哲・荒木 眞岳・田中 憲蔵・齊藤 哲(2018) スギ成木の樹冠上部の葉の水ポテンシャルと光合成・蒸散速度の季節変化。関東森林研究, 69(1), 19-22.
- IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp
- 壁谷 大介・宇都木 玄・来田 和人・小倉 晃・渡辺直史・藤本 浩平・山崎 真・屋代 忠幸・梶本卓也・田中 浩(2016) 複数試験地データからみたコンテナ苗の植栽後の活着および成長特性。日林誌, 98, 214-222.
- 久保山 裕史・鄭 躍軍・岡 裕泰(2003) 主要な森林気象災害の林齢別被害率の推定と考察。日林誌, 85(3), 191-198.
- 松本 陽介・丸山 温・森川 靖(1992a) スギの水生理特性と関東平野における近年の気象変動—樹木の衰退現象に関連して—。森林立地, 34(1), 2-13.
- 松本 陽介・丸山 温・森川 靖・井上敏雄(1992b) 人工酸性雨(霧)およびオゾンがスギに及ぼす影響と近年の汚染状況の変動—樹木の衰退現象に関連して—。森林立地, 34(2), 85-97.

- Matsumoto, Y., Shigenaga, H., Miura, S., Nagakura, J. and Taoda, H. (2006) Mapping of Japanese Cedar (*Cryptomeria japonica*) Forests Vulnerable to Global Warming in Japan. *Global Env. Res.*, 10(2), 181-188.
- 梨本 真・高橋 啓二 (1991) 関東甲信・関西瀬戸内地方におけるスギの衰退現象. *森林立地*, 32(2), 70-78.
- Nagakura, J., Shigenaga, H., Akama, A. and Takahashi, M. (2004) Growth and transpiration of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) and Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtuse*) seedlings in response to soil water content. *Tree Physiol.*, 24, 1203-1208.
- 長崎 真由・玉泉 幸一郎 (2007) スギとヒノキ苗の通水抵抗の比較. *九州森林研究*, 60, 79-80.
- Oguchi, S. and Fujibe F. (2012) Seasonal and regional features of long-term precipitation changes in Japan. *Papers in Meteorology and Geophysics*, 63, 21-30.
- 大山 浪雄・高橋 邦秀 (1980) 干害を受けやすい造林木. 柳沢 聡雄編 “わかりやすい林業研究解説シリーズ No. 65 造林地の干害とその対策”. *林業科学技術振興所*, 50-57.
- 林野庁 (2012) “森林資源の現況”, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/index1.html>
- 讚井 孝義 (1998) 1994年に発生した九州地域の干害. *森林防疫*, 47(2), 1-9.
- 讚井 孝義 (2005) スギ造林木の干害発生に関わる環境要因と暗色枝枯病に関する研究. 博士論文、東大農 16163号
- Shigenaga, H., Matsumoto, Y., Taoda, H. and Takahashi, M. (2005) The potential effect of climate change on the transpiration of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantation in Japan. *J. Agric. Meteorol.*, 60(5), 451-456.
- 鈴木 覚・吉武 孝・後藤 義明 (2008) 過去50年間の森林気象害の発生状況. *関東森林研究*, 59, 253-256.
- 鈴木 覚・吉武 孝・後藤 義明 (2009) 日本における森林気象害および林野火災の発生状況 (1954年度～2003年度). *森林総合研究所研究報告*, 8(1), 71-100.
- 山家 義人 (1978) 都市域における環境悪化の指標としての樹木衰退と微生物相の変動. *林試研報*, 301, 119-129.
- 山田 利博・伊藤 進一郎 (1992) 関西地域に発生した暗色枝枯病とスギ、ヒノキの集団枯損. *森林防疫*, 41(3), 13-17.

Temporal and regional variations of drought damage at private planted forests in Japan based on 36-year record of statistical data

Natsuko YOSHIFUJI^{1)*}, Satoru SUZUKI¹⁾ and Koji TAMAI¹⁾

Abstract

Quantification of climatic damage to forests and its differences among regions and species is essential for forestry and forest conservation. Drought risk of forests is one of the critical subject in recent years under the global warming. Temporal, regional, and among-species variations in drought damage at private forests in Japan were investigated based on statistical data from 1959 to 2014, especially concentrating on recent 36 years for which original detail data were available. 1- to 5-years-old stands of private planted forests (PPF1-5) account for 95.3% of actual loss area, which was calculated as the damaged area multiplied by the ratio of the number of damaged trees to that of planted trees, caused by drought damage at whole private forests. The mean annual ratio of actual loss area caused by drought damage to total forested area (r_{d_real}) of PPF1-5 over Japan was 0.26% and showed large inter-annual fluctuation without significant temporal trend. In variation among prefectures, the mean annual r_{d_real} at PPF1-5 were relatively large in Hokuriku, Koushin, Kinki, and Chugoku regions (the south western part of the main island of Japan) and Kagawa prefecture, and were small in Tohoku, Kanto, and Tokai regions (the north eastern part of the main island of Japan) and Hokkaido and Kyushu islands. Annual r_{d_real} of *Chamaecyparis obtusa* at PPF1-5 was larger and smaller than those of *Cryptomeria japonica* in 17 and 2 prefectures, respectively. Considerable amount of actual loss area was reported at mature stands in Kyushu in 1994, in which rainfall was quite small than usual from summer to early autumn. As the drought damage at mature stands, which should cause greater economic loss and ecological disturbance, occurred infrequently, comprehensive and long-term monitoring of forest damage needs to be continued to evaluate the trend of drought damage at mature stands.

Key words: drought damage, private forests, statistical data, rate of damage, temporal variation, spatial variation, age class

Received 30 October 2018, Accepted 5 March 2019

1) Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN;
e-mail: yoshifuji@ffpri.affrc.go.jp

論文 (Original article)

地がきカンバ更新地における表層土壌の理化学性からみた
地がき攪乱の残存状況伊藤 江利子^{1)*}、橋本 徹¹⁾、相澤 州平²⁾、古家 直行¹⁾、石橋 聡¹⁾

要旨

1960年代後半から1990年代に掛けて北海道で広く実施されてきた地がき(かき起こし)は林床のササを大型機械で除去する更新補助作業である。道内では主伐期を迎えたトドマツ人工林の低コスト再造林施策として、地がきで造成するカンバ材生産林業が提唱されている。今後地がきによるカンバ林造成を大面積で展開するにあたっては、林地の持続性に関する検討が不可欠であり、過去の地がきによる土壌理化学性への攪乱影響とその残存状況を明らかにすることが重要である。そこで本研究では1970～1990年代に筋状地がきを行った24林分を対象に、地がき帯と残し帯の表層0-5 cmの鉍質土壌の土壌理化学性を調査した。地がきによる表層土壌理化学性への改変影響は地がきから15～41年経過したレーキドーザ筋状地がき地でも検出された。地がき帯では残し帯に比較して有意に小さい全炭素・全窒素濃度と有意に大きい細土容積重が認められた。CN比については処理によるわずかな減少が認められたが、林分間のばらつきが著しく、地がきの影響は微小と考えられた。立地要因の中では火山灰地域/非火山灰地域の違いによる有意な効果が認められ、非火山灰地域では火山灰地域に比較して有意に小さい全炭素・全窒素濃度と有意に大きい細土容積重が認められた。さらに非火山灰地域の林分では地がき帯と残し帯の差異はより大きく、地がきによる土壌攪乱が顕著になる傾向が示唆された。

キーワード：地がき、攪乱、土壌理化学性、カバノキ属

1. はじめに

地がき(かき起こし)は林床に密生するササを大型機械で根系ごと除去して鉍質土層を露出させ、天然更新を促す更新補助作業の一種である。1960年代後半以降、地がきはササ類が優占する無立木地の森林化を目的として北海道で広く行われ(滝川 1993, 伊藤ら 2018b)、地がき跡地には主にカンバ類(ダケカンバ *Betula ermanii* Cham., シラカンバ *Betula pendula* subsp. *mandshurica* (Regel) Ashburner & McAll., ウダイカンバ *Betula maximowicziana* Regel) が優占する二次林が更新した(青柳 1983, 三好 1996, 梅木 2003)。更新カンバ材の利用はこれまであまり顧みられなかったが、近年では木材およびチップ用材としてのカンバ材が針葉樹材に比べ高値で取引され、従来型の製材・合板用材(嶋瀬 2014a)、中径材(末口径 20 cm 以上)利用の内装材(嶋瀬ら 2013)、小径原木利用のフローリング・腰壁等の内装材(末口径 14～30 cm, 秋津 2016, 秋津・青木 2018, 石川 2018, 古田 2018)、およびきのこ菌床用おが粉原木(嶋瀬ら 2013, 嶋瀬 2014b)と各方面での需要が拡大している。このようにカンバ材需要が増加していることから、地がきによるカンバ林造成が林業として経営的に成立する可能性が考えられる。

一方、北海道では一山型の齡級構成を持つトドマツ(*Abies sachalinensis* Mast.)人工林が主伐期を迎えている(北海道水産林務部 2019)。トドマツは根株腐朽害を被りやすく、林齢が上がるほど腐朽発生率が高くなるため(地方独立行政法人北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場 2014)、伐期を延長することなく主伐を行う必要がある。北海道内のトドマツ人工林(77万 ha, 2018年3月31日時点)のうち、標準伐期齡(40年)を超える9齡級以上のトドマツ林分は全体の64%の49.6万 haに及ぶが(北海道水産林務部 2019)、トドマツの年間造林面積は2017年度で2,760haである(北海道水産林務部 2019)。現行の造林面積の数倍規模のトドマツ林を主伐・再造林することは作業人員・苗木の確保の点で容易ではない。そこで、このトドマツ主伐後の造林目標林型の選択肢として、従来型のトドマツ再造林より低コストとなる地がきによるカンバ林造成が検討されている(伊藤ら 2018b)。

地がき地の更新成功率は極めて高かったが(青柳 1983, 滝川 1993, 三好 1996)、地がきは著しい土壌攪乱を伴う地表処理であり、植物の成長に適した土壌理化学性を有する表層土壌の一部を林外に排除する側面も持つ。初期の地がき地(1960年代後半～1973年頃)

原稿受付：平成30年10月22日 原稿受理：令和元年5月21日

1) 森林総合研究所 北海道支所

2) 森林総合研究所 立地環境研究領域

* 森林総合研究所 北海道支所 〒062-8516 北海道札幌市豊平区羊ヶ丘7

では排土板装着ブルドーザが使用され(青柳 1983)、地がき処理で除去される土壌厚は 10 ~ 19 cm (田口 1984) および 25 cm (菅原 1981) と深かった。1973 年以降は排土板装着ブルドーザに代わってブルドーザにレーキアタッチメントを装着したレーキドーザによる地がきが主流となり(青柳 1983)、地がきで除去される土壌厚は 10 ~ 12 cm (高橋 1962, 原田ら 2008) と浅くなり、林外に逸失する表層土壌量も減少したと推察される。しかしながら、北海道大学演習林が実施する表土戻し処理(通常の地がきと同様にササを表土ごと取り除き、施工地外に一定期間放置してササ根茎が枯死した後に、再び堆積物を施工地に敷き戻すもの)で更新木の成長が著しく促進された例もあり(Aoyama et al. 2009, 吉田 2011)、地がき地で土壌理化学性が悪化し更新後の成長に悪影響が出る懸念は依然として残る(梅木 2003)。北海道内の大面積で地がきカンバ造成林業が実施される可能性が高まる現在、過去の地がきによって林地の土壌理化学性にどのような影響があり、また地がき作業後数十年の時間が経過した現在においてどの程度の影響が残存しているのかを明らかにすることは、林地の持続性の観点から検証すべきである。

本研究では、過去に筋状地がき処理がなされたカンバ更新林を対象とし、各林分の地がき帯および残し帯における表層土壌理化学性の多点調査を行った。地がきによる土壌攪乱の影響を反映する指標として、鉍質土層の最表層 0-5cm の土壌を採取し、全炭素・全窒素濃度ならびに容積重を測定した。これら土壌理化学性について、地がき帯と残し帯の差異が、地がきからの時間経過とどのような関係にあるかを調べ、土壌理化学性への地がき影響の残存状況を検討した。

2. 調査地と方法

北海道内の国有林、宗谷・上川北部・上川中部・留萌南部・北空知・空知・石狩管理署内で 1971 ~ 1996 年に重機による地がきを行ったカンバ更新林 24 林分で調査を行った(Table 1, Fig. 1)。また地がきを伴わないカンバ更新林 1 林分(SJ-13)でも参考調査を行った。SJ-13 は 1964 年に多目的作業用自動車ウニモグ(Mercedes Benz, West Germany)を用いてササ地上部の刈り払いを行った後にカンバが更新した林分である。

調査地のうち実施年が最も古い AKh-3 では、1971 年 8 月に排土板を装着した D60 型ブルドーザ(12.5 t, コマツ)による地がき処理が行われた。また 1973 ~ 1996 年処理の 9 林分についてはレーキドーザによる地がき処理が行われたことが北海道森林管理局に保管された作業記録簿により確認された(Table 1)。上記 9 林分以外の筋状地がき 14 林分は 1977 ~ 2002 年処理の筋状地がきである。1973 年頃から地がき機械の主流がレーキドーザに移行したとの知見により(青柳 1983)、レーキドーザを使用した可能性が高く、レーキドーザ

地がき林分と仮定する。筋状地がき地における地がき幅(地表面を処理した帯の幅)の様子は記録が確認されたものを記した(Table 1)。北海道内の国有林における一般的な地がきでは石狩・後志管内で 5 m、上川・空知・留萌管内で 3 m であることが多い。

調査は 2015 年 6 月から 2017 年 10 月までの期間に行った。調査時における調査地林分の地がきからの経過年数は 15 ~ 44 年(参考調査地の SJ-13 は刈り取り処理後から 53 年経過)であった(Table 1)。調査地では主にダケカンバが更新していたが、シラカンバ、ウダイカンバも認められた(Table 1)。調査地の大半で林床には各種のササが密生していた(Table 1)。調査地林分内に筋状地がきの列方向に辺を揃えるように 20 m × 20 m の方形調査枠を設定し(ただし 5 調査地では 10 m × 20 m ないしは 10 m × 10 m, Table 1)、枠内の胸高直径 5 cm 以上の生立木について、樹種を同定し、胸高直径を直径巻尺により 1 mm 単位で測定した。林分の更新程度を示す指標として、カンバ類の平均胸高直径、最大胸高直径、立木密度、胸高断面積合計を算出した(Table 1)。

枠内の方形調査枠の斜面上の上辺と下辺において、地がき列の位置を記録した。地がき列は、過去の航空写真から列方向を確認した上で現地踏査において数 m 間隔の畝状微地形を特定して判別したが、地がき列の境界は不明瞭であることも多かった。なおカンバ類は地がき帯に更新するとは限らず、残し帯に更新した例も多数認められた(橋本ら 2019, 伊藤ら 2019b)。枠内の幅 3 ~ 5 m の地がき帯および残し帯において、100 ml 採土円筒を使用し、林床に堆積した落葉落枝およびそれらの腐朽物からなる A₀ 層(森林立地調査法編集委員会 2010)とササ地下茎を除去して露出した鉍質土壌を採取した。地がき処理は地表面をかいて除去することから、採取深度は最も地がきの影響が大きいと考えられる最表層の 0 ~ 5 cm とした。各林分の採取試料数を Table 1 に記す。

採取した土壌試料は採土円筒試料ごとに調整と分析を行った。風乾中に細土、根、礫、腐朽木材片に分けた後に絶乾重量を測定した。細土の全炭素・全窒素含有率を vario MAX CN (Elementar, Germany) を用いて分析し、土壌化学性指標として全炭素・全窒素含有率、CN 比を算出した(以下、TC, TN, C/N)。土壌物理性の指標として細土容積重(採土円筒の容積から根・礫・腐朽木材片の体積を除いた細土容積あたりの細土の絶乾重)を算出した(以下、BD)。根・礫重量から体積への換算は定法を適用し、石礫の真比重として 2.65 を用いた(河田・小島 1979, 森林立地調査法編集委員会 2010)。細土容積重測定用の試料に腐朽材片が混入する頻度は少なかったが(n = 2)、混入が認められた場合は、腐朽材片の外周辺をパラフィルムでくるんだ状態で体積を計測した。なお、一部の調査林分(n = 20)の

Table 1. 調査地一覧

調査地名	地質(火山放 出物の有無)	処理年	調査時 林齢	地がき 使用機械 ²⁾	地がき 仕様 ²⁾	土壌試 料数	更新カンバ 樹種 ³⁾	方形調査枠 面積 [ha]	平均胸高 直径 ³⁾ [cm]	最大胸高 直径 ³⁾ [cm]	立木密度 ³⁾ [本 ha ⁻¹]	胸高断面積 合計 ³⁾ [cm ² m ⁻²]	林床産生 ⁴⁾ 森林管理署	旧営林署	林班	小班	経度 ¹⁾ [°]	緯度 ¹⁾ [°]	標高 [m]	年平均気温 [°C]	傾斜 [°]	最大積雪深 [cm]	
SI-12	有	2002	15			8	ウダイカンバ	0.02	8.2	10.6	250	1.4	オクヤマ	石狩	定山溪	2087	へ1	141.137	42.896	782	3.7	7	185
SI-5	有	1983	31		5m×5m残	12	ダケカンバ	0.04	9	18.9	3150	21.8	クマイ・チ シマ	石狩	定山溪	2154	は	141.185	42.815	799	3.4	5	250
AS-1	有	1983	31	レーキ		8	ダケカンバ	0.04	11.4	18.2	1375	15.2	チシマ	枝幸		3195	お	142.318	44.788	304	3.9	15	163
SI-8	有	1978	37		5m×5m残	8	ダケカンバ	0.04	12.5	25.1	775	10.8	オクヤマ	石狩	定山溪	2161	は	141.168	42.824	788	3.6	15	261
SI-3	有	1977	37		5m×5m残	12	シラカンバ /ダケカンバ	0.04	16.9/14.1	23.2/18.6	375/250	9.0/4.3	クマイ・チ シマ	石狩	定山溪	2158	と	141.186	42.822	842	3.2	7	240
SI-14	有	1978	39			8	ダケカンバ	0.04	15.4	23.1	850	17.6	チシマ	石狩	定山溪	2108	に	141.112	42.857	748	3.1	15	316
SI-7	有	1976	39	レーキ	5m×5m残	12	ダケカンバ	0.04	11.2	17.9	1825	19.1	オクヤマ	石狩	定山溪	2164	ほ	141.154	42.830	798	3.6	10	276
SI-1	有	1973	41	レーキ	5m×5m残	12	ダケカンバ	0.04	11.4	24.2	2200	25.5	チシマ	石狩	定山溪	2180	ろ	141.190	42.830	864	2.9	5	220
ARS-7	無	1996	20		7m×10m残	4	ダケカンバ	0.01	8.9	11.8	1200	7.8	オクヤマ	留萌	留萌	33	へ	141.609	43.804	295	5.6	20	296
AKS-2	無	1992	23		3m×5m残	8	ウダイカンバ	0.04	6.3/9.0	11.0/14.3	475/425	1.5/2.9	オクヤマ	北空知	幌加内	49	ほ02	142.189	44.031	270	4.4	10	163
ARS-3	無	1992	24		3m×5m残	8	ダケカンバ	0.04	8.5	13.4	800	4.9	オクヤマ	留萌	留萌	123	と	141.886	43.910	144	5.8	18	161
AKb-1	無	1987	28		3m×4m残	8	ダケカンバ	0.04	7.9/12.5	12.1/18.5	625/250	3.2/3.4	オクヤマ	上川北部	士別	2394	な	142.183	44.189	301	4.6	10	183
ARS-5	無	1987	29		3m×5m残	8	ウダイカンバ	0.04	10.1/15.1	15.7/19.9	425/250	3.7/4.7	ウト・ア トコ	留萌	古丹別	2134	そ	142.000	44.183	202	4.9	10	157
SY-3	無	1986	30			8	ウダイカンバ	0.04	7.7/7.7	11.6/11.7	375/275	1.8/1.4	オクヤマ	石狩	余市	3048	と	140.866	43.113	378	5.9	10	148
AKS-3	無	1985	30		3m×5m残	12	シラカンバ /ダケカンバ	0.04	7.5	13.4	2200	4.9	オクヤマ	北空知	幌加内	387	わ	142.111	44.371	428	3.8	10	206
ARS-2	無	1984	30	レーキ	3m×6m残	8	ダケカンバ	0.04	6.9	8.9	825	3.2	オクヤマ	留萌	留萌	65	ち	141.696	43.798	398	5.1	15	259
SY-2	無	1985	31	レーキ	5m×5m残	8	ダケカンバ	0.04	9.8	16.3	1900	15.5	チシマ	余市	余市	3307	ろ	140.684	43.202	495	5.9	20	132
SY-4	無	1985	32			12	ウダイカンバ /ダケカンバ	0.04	10.0/9.5	17.3/17.2	1700/300	18.6/2.4	オクヤマ	石狩	余市	4117	へ	140.999	43.142	540	6.2	25	215
AKc-3	無	1984	32	レーキ	3m×4m残 6m×4m残	8	ウダイカンバ	0.04	14.1	25.8	800	13.3	クマイ	上川中部	旭川	145	ろ	142.361	43.957	261	5.1	15	128
SA-1	無	1984	33			12	ダケカンバ	0.04	11.8	27.4	1100	14.3	フッキソ ウチシマ	空知	芦別	3406	ち	142.297	43.412	620	4.4	26	77
AKb-2	無	1981	34	レーキ	6m×6m残	12	ダケカンバ	0.04	9.6	21.7	2425	20.1	オクヤマ	上川北部	士別	2333	つ	142.520	44.007	709	3	10	206
AKc-2	無	1979	37	レーキ	3-5m×4- 6m残	12	ダケカンバ	0.04	8.4	15.9	2250	13.6	チシマ	上川中部	上川	2072	は	142.950	43.912	830	2.4	10	91
SI-11	無	1979	38			6	ダケカンバ	0.02	10.3	20	3000	38.4	オクヤマ	石狩	定山溪	2407	は	141.068	43.096	743	4.2	5	282
AKb-3	無	1971	44	排土板	10m×10m残	12	ダケカンバ	0.04	12.4	22.6	1600	22.1	オクヤマ	上川北部	朝日	2198	ろ	142.530	44.001	725	3	5	195
SI-13	有	1964	53	(ウニモク) 全面ササ刈)		4	ダケカンバ	0.02	16.2	22.2	950	20.4	チシマ	石狩	定山溪	2103	に	141.115	42.874	881	3.3	5	253

¹⁾ 世界測地系, ²⁾ 判明分のみ, ³⁾ 胸高直径5 cm以上の立木密度が250本 ha⁻¹以上のカンバ類について示す。複数のカンバ種が生育する場合は本数密度の高い順に示す, ⁴⁾ チシマ, チシマザサ (*Sasa kurilensis* Makino & Shibata); クマイ, クマイザサ (*S. senanensis* Rehder); オクヤマ, オクヤマザサ (*S. cernua* Makino, チシマザサ-チシマザサ複合体 the *S. kurilensis* - *S. senanensis* complex)

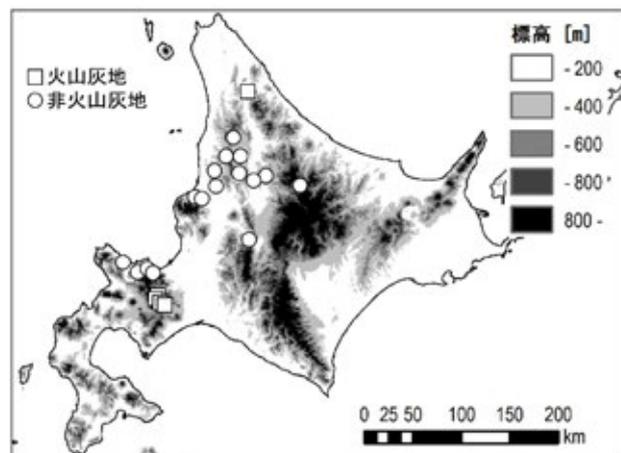


Fig. 1. 調査地の位置

BD は予備解析として報告している (伊藤ら 2018a)。

各林分の土壤理化学性について、地がき帯と残し帯の差を検討した。地がき帯と残し帯の土壤理化学性の差に対する地がき処理からの経過時間の影響を明らかにするために、一般化線形混合モデル (GLMM) を用いて解析した。応答変数を各採土円筒試料の土壤理化学性 (TC, TN, C/N, BD) とした。説明候補変数は地がき処理 (以下、処理) と処理からの経過年数 (以下、時間) に加え、土壤理化学性に影響する立地要因として標高、年平均気温、傾斜、最大積雪深、地質 (母材における火山砕屑物の有無、以下、火山灰地・非火山灰地とする) とし (Table 1)、各要因の交互作用も候補変数とした。調査林分は変量効果とした。立地要因のうち標高と傾斜は現地での測定により、年平均気温と最大積雪深は気象庁 (2002) を用いて値を求めた。また地質は北海道火山灰命名委員会 (1982) による火山砕屑物分布図の判読により判定したものであり、採取試料の分析結果による判定ではない。なお、調査地とした国有林における地がき作業の実施地域は年代によって変遷しており (滝川 1993, 伊藤ら 2018b)、初期の地がきは火山灰地に該当する旧定山溪営林署内で実施され、その後に非火山灰地を含む他地域でも実施された。そのため本研究の火山灰地調査地は経過年数の長い調査地に集中していた (Table 1)。

GLMM 解析はレーキドーナツ筋状地がきと考えられる 23 林分を対象に行い、ブルドーザ地がきの Akh-3、およびササ刈参考調査地の SJ-13 は除外した。GLMM 解析に使用した林分の地がきからの経過年数の範囲は 15 ~ 41 年だった。解析では最小 Bayesian information criterion (BIC, Schwarz 1978) を基準として平均的な予測が相対的に良いモデルを選択した (粕谷 2015)。

統計解析には JMP ver.10.0 (SAS Inst., Cary, NC) を用いた。

3. 結果

各調査地林分の地がき帯と残し帯における土壤理化学性を地がきからの年数を横軸にして Fig. 2 に示す。地がき帯、残し帯ともに非火山灰の調査地で TC と TN が顕著に小さく、また C/N と BD が顕著に大きい林分が認められた。

各調査地林分の地がき帯と残し帯における土壤理化学性の差分 (地がき帯の値から残し帯の値を減じた値) の平均と 95% 信頼区間を Fig.3 に示す。TC と TN では地がき帯と残し帯の差分は負の値に、BD では正の値になる傾向が示唆され、C/N では明瞭な正負の偏りは認められなかった (Fig.3)。

土壤理化学性に対する地がき (処理) と地がきからの経過年数 (時間) および立地条件の影響を解析した GLMM の結果を Table 2 に示す。全ての土壤理化学性指標に対して処理の効果が認められ、地がき帯では残し帯より TC、TN、C/N が小さく、BD は大きかった (Table 2、処理項)。地質は C/N 以外の土壤理化学性に有意な影響が認められ、火山灰地では非火山灰地より TC、TN が大きく、BD が小さい傾向が示された (Table 2、地質項)。さらに地質と処理の交互作用も TC と BD で認められ、処理×地質項の係数 (表中の数字は地がき帯かつ火山灰地における係数を示す) の正負は処理の係数 (表中の数字は地がき帯の係数を示す) のそれと逆になった (Table 2)。これは、処理の効果が非火山灰地で拡大し火山灰地で縮小することを示しており、火山灰地における地がき帯と残し帯の差は非火山灰地のそれより小さいと推定されたことを意味する (Table 2)。処理と地質関連以外では、TC で時間が認められたのみであり、処理×時間はいずれの土壤理化学性に対しても有意でなかった。

処理、地質、処理と地質の交互作用を予測変数とした GLMM における、土壤理化学性の最小 2 乗平均値 (プロット内の繰り返しを考慮した平均値) を処理および地質の別に Table 3 に示す。なお時間が有意な予測変数とされた TC では時間も予測変数に加え、林齢を 32 年に標準化した値を示す。GLMM における処理の係数は TC で 10^1 、TN で 10^0 、C/N で 10^{-1} 、BD で 10^{-2} の値を示し (Table 2)、これを残し帯における土壤理化学性の平均値 (Table 3) と比較すると、TC、TN、BD においては処理による増減量が残し帯平均値の 10 ~ 20% に該当し、C/N においては処理による減少量は残し帯平均値の 1.5% 程度に該当した (Table 3)。TC に対する時間の係数は 10^0 で、処理の係数よりも 1 桁小さかった (Table 2)。調査地の違いによる影響の大きさを示す変量効果の分散比は TC で小さく、C/N で大きかった (Table 2)。C/N における分散全体に対する百分率は 79.5 で (Table 2)、C/N のばらつきのうち 79.5% が調査地による違いで説明された。

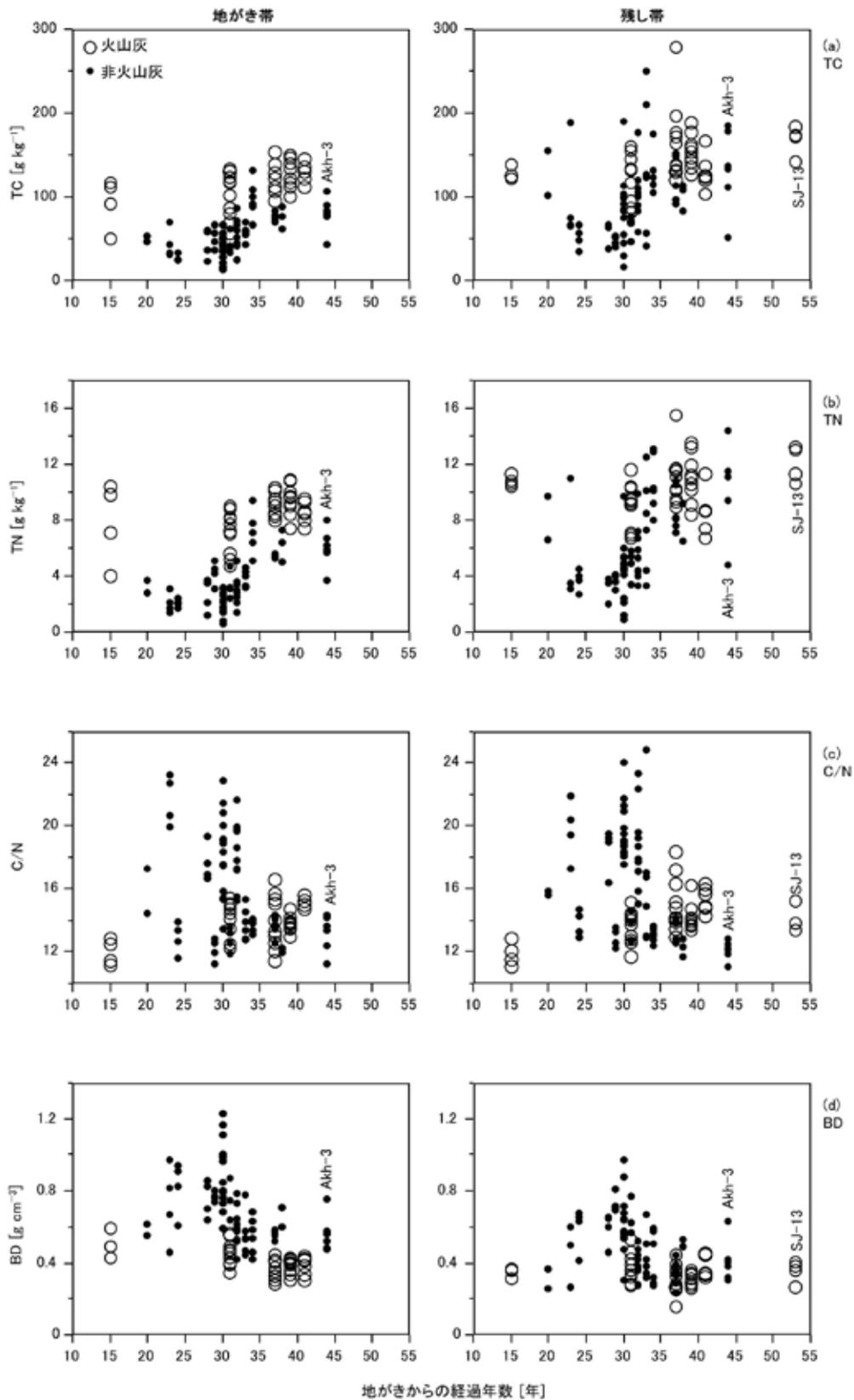


Fig. 2. 地がきからの経過年数と土壌理化学性の関係
 (a) TC, 全炭素濃度 [g kg^{-1}]; (b) TN, 全窒素濃度 [g kg^{-1}]; (c) C/N, 炭素窒素比 [TC / TN];
 (d) BD, 細土容積重 [g cm^{-3}]. 左パネルに地がき帯、右パネルに残し帯の値を示す。凡例の種類は地質の違い (火山灰/非火山灰) を示す。参考調査地の Akh-3 はブルドーザ地がき、右パネルの SJ-13 はササ地上部刈り取りによる地がきを伴わないカンバ更新林である。

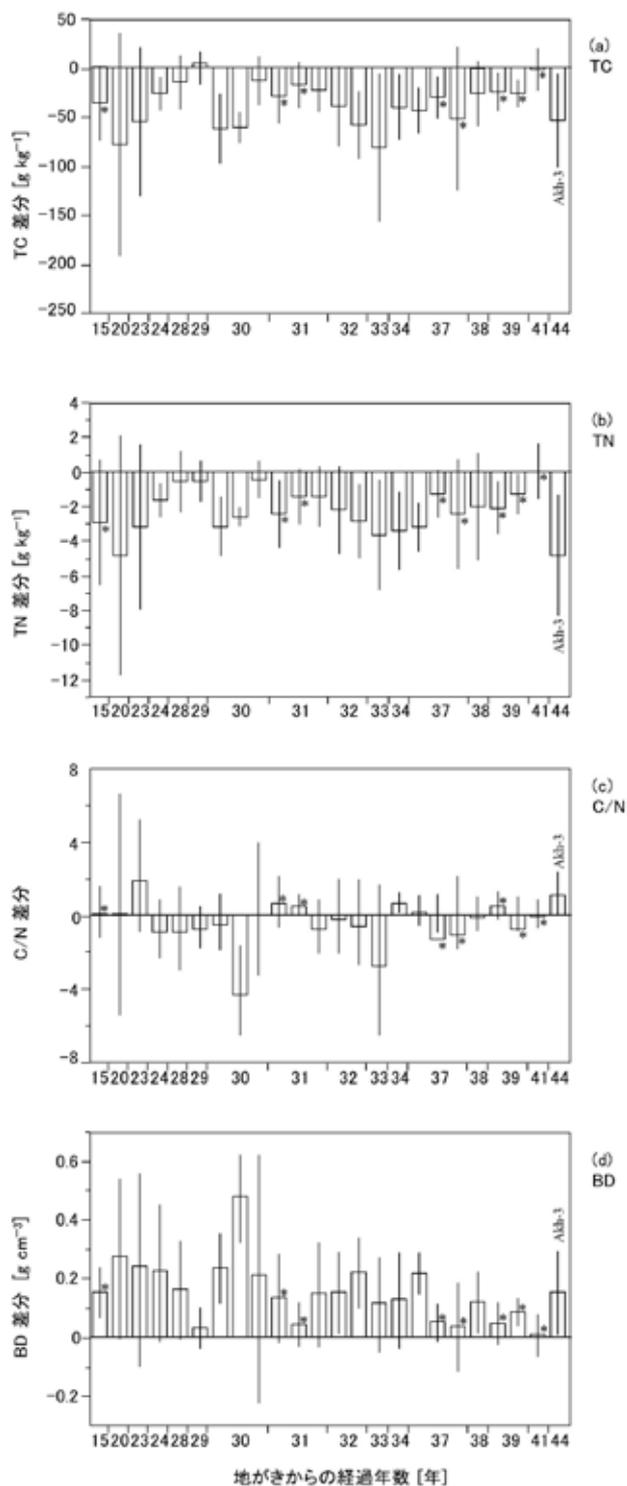


Fig. 3. 調査林分における地がき帯と残し帯の土壤理化学的の差分

(a) TC, 全炭素濃度 [g kg^{-1}]; (b) TN, 全窒素濃度 [g kg^{-1}]; (c) C/N, 炭素窒素比 [TC/TN]; (d) BD, 細土容積重 [g cm^{-3}]. 土壤理化学的の差は地がき帯の値から残し帯の値を減じた値である。棒グラフとバーは平均と95%信頼区間を示す。林分は地がき後の経過年数の昇順で左から右に並べた。火山灰地の調査地にはアスタリスク(*)をつけた。44年経過のAkh-3はブルドーザ地がきである。

4. 考察

地がきは明瞭な土壤攪乱を伴う地表処理である。地がきによって土壤理化学性は改変されるのか、その改変はどのくらいの期間残存するのか、これらは地がきカンバ造成林業を北海道内で広範に展開するにあたって林地の持続可能性を検討する上で重要な情報である。レーキドーザによる筋状地がき地を調査地とする本研究では、表層0-5 cm 土壤における調査した全ての土壤理化学性指標 (TC, TN, C/N, BD) に対して処理の効果が認められた (Table 2, Fig. 3)。地がきによる表層土壤の攪乱は、地がき後15~41年が経過しても地がき帯と残し帯の間の土壤理化学性の差として残存していることが確認された。TC, TN, BDにおける処理の係数は各理化学性の平均値の10~20%に該当しており (Table 2, Table 3)、地がきによる土壤攪乱はTCとTNを約1~2割減少させ、BDを約1~2割増加させると示唆された。TCとTNについてはGLMM解析で選択された予測変数は類似しており (Table 2)、これはTCとTNに強い相関があったこと ($r^2 = 0.89$) と整合していた。更にTCとBDでは処理×地質が有意であり、処理×地質項と処理項の係数の比較からは非火山灰地域で処理間の差異がより拡大する、すなわち非火山灰地域では土壤攪乱の影響が大きいことが示唆された (Table 2)。

TCに対しては、処理の負の効果に加えて時間の正の効果を選択された (Table 2)。時間で認められた正の効果は、地がきからの経過時間が長いほどTCが大きい傾向があり、その傾向は地がき帯と残し帯の区別なく (処理×時間の効果が有意ではない, Table 2) 生じることを意味する。時間で認められた正の効果は各林分で時間経過とともにTCが増加することを保証するものではないが、上木の成長に伴う林床有機物の堆積・分解に伴って、林分全域でTCが増加する可能性を示唆している。ただし、GLMMモデルのTCに対する時間の係数のオーダー (10^0) は処理の係数よりも1桁小さく (Table 2)、これは地がきによる土壤攪乱影響と比較して、時間経過に伴う炭素蓄積が非常に小さいことを意味している。この見解は既往の地がき攪乱の追跡研究でも示されている。エゾマツの天然更新を企図したA層剥ぎ取り処理から15年後の林分では最表層に1~4cm厚の粒状構造が認められ、その炭素含有率は30-40 g kg^{-1} であり、非攪乱対照地の表層土壤の炭素含有率 (50-60 g kg^{-1}) より明らかに低かった (Nakagawa et al. 1996)。また、処理後最長37年が経過したレーキドーザ全面地がき林分では、表層0-10 cm 土壤の炭素濃度および表層0-30 cm 土壤の炭素蓄積量に関して、時間経過に伴う増加傾向は認められず、同じ林内の非地がき林分より小さかった (Aoyama et al. 2011)。

C/Nに対しては処理の有意性のみが認められ、地がき帯では残し帯よりC/Nが小さかった (Table 2)。TC

Table 2. 一般化線形混合モデル (GLMM) による土壌理化学性に影響する地がき因子

目的変数	R ²	p	係数 [90%信頼区間] t値, p値					変量効果分散比 [分散全体に対する 変量効果の百分率]
			処理	時間	処理×時間	地質	処理×地質	
TC	0.718	<.0001	-16.7	1.77		25.6	4.34	0.643 [39.1%]
			[-20.3, -13.0]	[0.10, 3.44]	n.s.	[14.7, 36.4]	[0.68, 7.99]	
TN	0.812	<.0001	-8.99, <.0001	2.21, 0.0386		4.93, <.0001	2.34, 0.0203	1.309 [56.7%]
			-1.06	n.s.	n.s.	[1.51, 3.14]	n.s.	
C/N	0.806	<.0001	-10.36, <.0001			5.94, <.0001		3.869 [79.5%]
			-0.23	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
BD	0.767	<.0001	0.065	n.s.		-0.121	-0.032	1.199 [54.5%]
			[0.051, 0.080]	n.s.	n.s.	[-0.174, -0.067]	[-0.046, -0.018]	
			9.02, <.0001			-4.70, 0.0001	-4.44, <.0001	

土壌理化学性 (TC, TN, C/N, BD) に対する地がき処理 (処理)、処理からの経過年数 (時間)、処理と時間の交互作用 (処理×時間)、および立地要因の影響を GLMM で解析した。林分の違いは変量効果とした。立地要因は有意な影響が検出された地質についてのみ記す。処理と地質の係数は地がき帯と火山灰のものを示す。残し帯および非火山灰の係数は表示した係数と絶対値が同じで正負が逆の数である。処理×地質の係数は地がき帯かつ火山灰のものを示す。残し帯かつ非火山灰も同じ値である。残し帯かつ火山灰および地がき帯かつ非火山灰は表示した係数と絶対値が同じで正負が逆の数である。上段に係数 [90% 信頼区間], 下段に t 値と p 値を示す。

TC, 全炭素濃度 [g kg soil⁻¹]; TN, 全窒素濃度 [g kg soil⁻¹]; C/N, 炭素窒素比 [TC / TN]; BD, 細土容積重 [g cm⁻³]

Table 3. 一般化線形混合モデル (GLMM) による土壌理化学性の平均値と処理の効果

	最小2乗平均±標準誤差 [90%信頼区間]			最小2乗平均±標準誤差 [90%信頼区間]		
	火山灰地			非火山灰地		
	地がき帯	残し帯	残し帯の処理の 効果の百分率	地がき帯	残し帯	残し帯の処理の 効果の百分率
TC	114.7±8.6 ^b [96.8, 132.5]	139.3±8.6 ^a [121.5, 157.2]	8.9%	54.8±6.5 ^c [41.4, 68.3]	96.9±6.5 ^b [83.4, 110.3]	21.7%
TN	8.5±0.7 ^b [7.2, 9.9]	10.1±0.7 ^a [8.8, 11.5]	10.5%	3.5±0.5 ^d [2.5, 4.4]	5.9±0.5 ^c [4.9, 6.9]	18.0%
C/N	13.9±0.9 ^a [12.0, 15.8]	14.1±0.9 ^a [12.2, 16.0]	1.6%	15.8±0.7 ^a [14.4, 17.2]	16.4±0.7 ^a [15.0, 17.8]	1.4%
BD	0.41±0.04 ^b [0.32, 0.50]	0.34±0.04 ^c [0.25, 0.43]	9.7%	0.71±0.03 ^a [0.65, 0.78]	0.52±0.03 ^b [0.45, 0.58]	18.7%

処理×地質の4区分について土壌理化学性 (TC, TN, C/N, BD) の平均値を示す。各区分の平均値として処理、地質、処理×地質を予測変数、林分の違いを変量効果に指定した GLMM における最小2乗平均値と標準誤差、および90%信頼区間を算出した。TCについては時間も予測変数とし、林齢32年生時の値に標準化した。異なるアルファベットは各区分間で平均値が有意 (p < 0.05) に異なることを示す。残し帯について、各地質区分の残し帯平均値に対する GLMM で推定された処理の効果 (Table 2) の百分率を記す。

TC, 全炭素濃度 [g kg soil⁻¹]; TN, 全窒素濃度 [g kg soil⁻¹]; C/N, 炭素窒素比 [TC / TN]; BD, 細土容積重 [g cm⁻³]

と TN には強い相関があるものの、炭素に富む林床ササ植生・堆積有機物・表層土壌が地がきにより一部除去され、もしくは一般に C/N が小さいとされる下層土壌 (例えば Ujiie 1985) が地がきにより表層土壌に混入/地表に露出して (田口 1984, 橋本ら 2016, 橋本ら 2017, 伊藤ら 2019a)、地がき帯では C/N が低下した可

能性がある。ただし処理の効果を示す係数は -0.23 であり (Table 2)、C/N の平均値 (Table 3) や値域 (11.1~24.8, Fig. 2c) と比較すると、その影響はごく小さい。また C/N の値は調査地の違いによる影響が大きく、値のばらつきに与える調査地の影響 (変量効果) は土壌理化学性 4 項目の中で C/N が最も大きかった (Table

2)。さらに C/N は GLMM において立地条件がまったく選択されなかった。これは調査地ごとの C/N のばらつきを候補変数とした 5 種類の立地要因では説明できなかったことを示している。調査地に依存するばらつきが C/N で大きい理由とその値の大小に関わる要因は不明である。また、C/N に対する時間の効果も認められず (Table 2)、地がきからの経過時間に伴う C/N の変化は検出されなかった。C/N は有機物分解に関わる物質循環の重要な指標であり (Berg and Ekbohm 1983)、地がき地に更新したカンバ林の成長に關与すると推察されるが、地がきによる土壌攪乱が C/N の改変を通じて地力に影響を及ぼす可能性については優先的に考慮する必要はないと考えられる。

BD では地がき帯で大きく残し帯で小さい傾向が認められ、地がきは BD を増加させる作業であることが示された (処理の正の効果, Table 2)。レーキドーザ地がき作業後には地表面が膨軟になって植え付け効率が向上したとの報告もあるが (田口 1984)、地がき後 14 年が経過した試験地の例では、レーキドーザで A₀ 層を除去した林分の表層 (A 層) BD は 0.73 g cm⁻³、A₀ 層除去後に A 層土壌をレーキでかき起こした林分の表層 BD は 0.78 g cm⁻³ と大差ない値が報告されている (Ujiie 1985)。BD の増加の原因については重機による圧密も疑われるが、土壌深ではなく土壌層位を基準として比較した研究例ではレーキやブレードによる直接の攪乱を受けていない土壌層位における圧密影響は認められない (Ujiie 1985, 伊藤ら 2019a)。地がきにより最表層土壌 (0-5cm) の BD が増加していたのは、表層土壌が除去されて下層土壌が露出ないしは採取深度に達したか、表層土壌と下層土壌が混合した土壌が地がき帯の表層土壌を形成したためと考えられる。BD に対する時間に関する効果は認められなかった。地がきで A₀ 層と A 層を除去した事例では、地がき後には粗鬆で BD の小さい A 層が堆積していくが、その層深は 14 年間で 2 cm と小さかった (Ujiie 1985)。より長期の追跡調査により、時間経過に伴う BD の変化が検出されるかもしれない。BD では処理、地質に加えて処理×地質の効果も認められた (Table 2)。BD は火山灰地で小さく、非火山灰地で大きいのみならず (地質項, Table 2, Fig.2)、非火山灰地では地がき帯と残し帯の差が拡大する傾向が示された (処理×地質項, Table 2)。これは非火山灰地では表層土壌が比較的薄く、地がきにより下層土が露出しやすいことを反映していると推察される。地がきカンバ造成を道内広域に展開する際には地質に依存する林地の特性を意識した細やかな施業が林地保全の観点から重要と考えられる。

本研究により地がきによる土壌理化学性の改変影響は 40 年以上残存することが明らかになった。地がきによるカンバ林造成を持続可能な林業として進めていく上ではこのことに留意し、カンバ更新と林地保全を両

立しうる立地条件に合わせた地がき方法の開発・改良が必要である。

謝 辞

本研究は (国研) 森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト (課題番号 201420) の研究成果である。本研究の遂行に当たり、北海道森林管理局各位に多大な協力を頂いた。また森林総合研究所の荒木誠博士に貴重なご助言を頂いた。深く感謝申し上げる。

引用文献

- 青柳 正英 (1983) 道有林の「かき起こし」の実態. 北方林業, 35, 49-53.
- 秋津 裕志 (2016) シラカンバによる内装材と家具の開発. 林産試だより, 2016 年 8 月号, 3-4.
- 秋津 裕志・青木 繁尚 (2018) シラカンバ材の高度利用. 北方林業, 69, 20-23.
- Aoyama, K., Yoshida, T. and Kamitani, T. (2009) An alternative of soil scarification treatment for forest restoration: effects of soil replacement. *Journal of Forest Research*, 14, 58-62.
- Aoyama, K., Yoshida, T., Harada, A., Noguchi, M., Miya, H. and Shibata, H. (2011) Changes in carbon stock following soil scarification of non-wooded stands in Hokkaido, northern Japan. *Journal of Forest Research*, 16, 35-45.
- Berg, B. and Ekbohm, G. (1983) Nitrogen immobilization in decomposing needle litter at variable carbon: nitrogen ratios. *Ecology*, 64, 63-67.
- 地方独立行政法人北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場 (2014) “トドマツ人工林施業の手引”, 地方独立行政法人北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場, 12 pp, <https://www.hro.or.jp/list/forest/research/fri/01sigen/pdf/todomatu26.pdf>
- 古田 直之 (2018) 道産カンバ類による単板および LVL の性能評価. 北方林業, 69, 16-19.
- 原田 茜・吉田 俊也・Victor Resco de Dios・野口 麻穂子・河原 輝彦 (2008) 北海道のササ掻き起こし地における施工後 6～8 年の高木性樹種の動態. *日本森林学会誌* 90, 397-403.
- 橋本 徹・相澤 州平・伊藤 江利子 (2016) グラップルレーキによる地掻き後の土壌断面形態. 北方森林研究, 64, 53-56.
- 橋本 徹・相澤 州平・伊藤 江利子・倉本 恵生 (2017) グラップルバケットによる地掻き後の土壌断面形態. 北方森林研究, 65, 69-72.
- 橋本 徹・伊藤 江利子・梅村 光俊・古家 直行・辰巳 晋一・石橋 聡 (2019) 筋状地掻きで更新したダケカンバの立木位置と微地形の関係. 北方森林研究, 67, 53-56.
- 北海道火山灰命名委員会 (1982) 北海道の火山灰. 23pp., 北海道火山灰命名委員会, 札幌.

- 北海道水産林務部 (2019) “平成 29 年度 北海道林業統計 (平成 31 年 2 月 北海道水産林務部)”, <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/sum/kcs/rin-toukei/29rtk.htm> (参照 2019-04-11) .
- 石川 佳生 (2018) シラカンバの高付加価値用途への利用可能性について. 北方林業, 69, 12-15.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平 (2018a) 地がきカンバ更新地における表層土壌容積重の回復過程. 北方森林研究, 66, 97-100.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・石橋 聡 (2018b) 北海道における地がき更新補助作業と今後の課題. 森林立地, 60, 71-82.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・倉本 恵生 (2019a) 表土ゆり戻しを行った地がき地における表層土壌埋化学性. 北方森林研究, 67, 49-52.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・古家 直行・石橋 聡 (2019b) 筋状地がき地におけるカンバ類の更新位置. 森林総合研究所研究報告, 18, 213-218.
- 粕谷 英一 (2015) 生態学における AIC の誤用 : AIC は正しいモデルを選ぶためのものではないので正しいモデルを選ばない. 日本生態学会誌, 65, 179-185.
- 河田 弘・小島 俊郎 (1979) 生態学研究法講座 30 環境測定法 IV—森林土壌—〔新訂版〕. 共立出版株式会社, 190pp.
- 気象庁 (2002) メッシュ気候値 2000. 財団法人気象業務支援センター.
- 三好 英勝 (1996) 道有林におけるかき起こし作業の成果. 北方林業, 48, 105-108.
- Nakagawa, M., Takahashi, Y., Kurahashi, A., Suzuki, K. and Tange, T. (1996) Soil properties 15 years after A-Horizon windrowing in boreal forests of Hokkaido: A case study in the Tokyo University Forest in Hokkaido. Bulletin of the Tokyo University Forests, 95, 247-255.
- Schwarz, G. (1978) Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics*, 6, 461-464.
- 嶋瀬 拓也・天野 智将・佐々木 尚三・上村 巧 (2013) シラカンバ材の内装材利用に向けた課題と展望. 北方森林研究, 61, 29-30.
- 嶋瀬 拓也 (2014a) 北海道におけるカンバ類製材・合板適材の出現状況—国有林立木公売情報の分析結果から—. 北方森林研究, 62, 21-24.
- 嶋瀬 拓也 (2014b) 先駆樹種の活用による“身軽な”林業の実現に向けて—天然更新力を活かした省力化林業の可能性—. 山林, 1565, 27-35.
- 森林立地調査法編集委員会 (2010) 改訂版 森林立地調査法. 博友社, 284pp.
- 菅原 萬助 (1981) かき起し跡地におけるカバ類の更新状況について. 昭和 55 年度北海道林業技術研究発表大会論文集, 154-155.
- 田口 豊 (1984) ササ類の処理方法. 日本林業技術協会編 “特定地域森林施業基本調査北海道における天然林施業 (ササ地における天然林施業)”. 北海道営林局, 40-122.
- 高橋 一雄 (1962) 機械力による天然下種地ごしらえについて. 銀葉, 84, 51-55.
- 滝川 貞夫 (1993) 北海道における掻起しによる更新地の現状. 北海道大学演習林試験年報, 11, 62-64.
- Ujiie, M. (1985) Soils of Sasa bamboo-growing land and its surface treatments for natural regeneration of trees. *Research Bulletins of the College Experiment Forests*, 42, 1043-1063.
- 梅木 清 (2003) 北海道における天然林再生の試み—かき起こし施業の成果と課題—. 日本森林学会誌, 85, 246-251.
- 吉田 俊也 (2011) かき起こし施業の高度化へ向けて—北大雨龍研究林での「表土戻し」の試み. 北方林業, 63, 6-9.

Residual disturbances in soil physicochemical properties following scarification in regenerated birch forests in Hokkaido, northern Japan.

Eriko ITO ¹*, Toru HASHIMOTO ¹, Shuhei AIZAWA ²,
Naoyuki FURUYA ¹ and Satoshi ISHIBASHI ¹

Abstract

Soil scarification is a natural regeneration practice that has been widely conducted during the late 1960s and 1990s as a low-cost birch reforestation technique on Hokkaido, the northernmost island of Japan. It has recently received renewed attention as a low-cost reforestation technique following a final cutting of fir plantation. Scarification practices inevitably bring soil disturbance, therefore sustainable forest management should be weighed against the loss of soil resources. To clarify the residual state of soil disturbance in scarified birch forest, we investigated the physicochemical properties of surface soils (depth: 0–5 cm) at 24 strip-like scarification-regenerated birch forests (15–41 years old) treated from the 1970s to the 1990s using a bulldozer with an attached rake. Soils from scarified belt showed significant decreases C and N contents and increase soil bulk density, but slightly decreases the C/N ratio. Lower C and N contents and higher bulk density were generally found in soils forming on non-volcanic materials. Moreover, with regard to the C contents and bulk densities, those differences in non-volcanic soils between scarified and non-scarified belts was significantly larger than those in volcanic soils. This study identified soil disturbance due to scarification in the scarified stands examined in this study (< 41 years old), in particular in area with non-volcanic materials. The findings can contribute to a better understanding of future scarification practices striking a balance between retaining soil resources and birch regeneration.

Key words: soil scarification, disturbance, physicochemical soil properties, *Betula* sp.

Received 22 October 2018, Accepted 21 May 2019

1) Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Soils, FFPRI

* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; e-mail: iter@ffpri.affrc.go.jp

短 報 (Short communication)

ニホンジカの被害対策に伴う人工林皆伐跡地の植生変化

酒井 敦^{1)*}、大谷 達也¹⁾、宮本 和樹²⁾、八代田 千鶴³⁾、藤井 栄⁴⁾

要旨

ニホンジカが生息する皆伐跡地でシカ対策を実施することで植生がどのように変化するか把握するため調査を行った。再造林を前提に2か所の皆伐跡地でシカ防護柵を設置し、柵の内部と外部で下刈りを行った上で植生調査を連続して行った。片方の皆伐跡地では計14頭のシカを捕獲した。皆伐跡地ははじめシカの不嗜好性植物であるタケニグサが優占していたが、下刈り後柵内では柵外よりもクイチゴ等の急速な増加が見られ、種組成が大きく変化した。シカを捕獲した皆伐跡地では捕獲後柵外でクイチゴ類や一部の草本の植被面積が増加した一方、捕獲しない皆伐跡地では植生変化は比較的緩やかだった。クイチゴ類はシカの利用頻度を示す指標植物として利用できる可能性がある。

キーワード：ニホンジカ、皆伐跡地、防護柵、捕獲、下刈り、植生、クイチゴ類

1. はじめに

戦後拡大造林によって造成された人工林の多くが収穫期を迎えている。充実した森林資源を利用し、現在のいびつな人工林の年齢構成を平準化するため、人工林皆伐が推進され、その後の再造林が急務となっている(林野庁 2016)。一方で、ニホンジカ(これ以降はシカと表記)の個体数増加と分布の拡大が全国的に大きな問題となっており(環境省 2015)、防護柵などの対策を講じてシカによる食害を受け成林が見込めない皆伐・再造林地が発生するなど、深刻な問題が各地で生じている(酒井 2018)。

皆伐跡地は日がよく当たり植生が豊富にあるためシカにとって絶好の餌場になり(高槻 2015)、シカの生息密度が高い皆伐跡地ではシカの不嗜好性植物が繁茂するなど植生に大きな影響があることが指摘されている(Horsley et al. 2003)。シカが高密度で生息する地域に防護柵を設置して柵の内外で植生の変化を比較しシカによる影響を調べる研究は全国各地で行われている(Tamura and Nakajima 2017, 前迫・高槻 2015)。しかし、その多くは天然林を対象としており、皆伐跡地に防護柵を設置して苗木を植栽した再造林地で植生の変化を調べた例はIijima and Otsu (2018)など限られている。また、林業被害を軽減するため各地でシカの捕獲を行っているが、シカの捕獲による個体数の削減が植生に与える影響を調べた事例は、海外ではあるものの(Royo et al. 2010, Miller et al. 2010)、日本ではほとんどみられない。再造林地では植生タイプによって下刈りの効率が変

わることが知られており(北原ら 2013)、植栽木と競合する植生の組成やその変化を把握することは、下刈りの効率化を図る上で重要である。本研究ではシカの影響を強く受けた皆伐跡地で植栽することを前提に、防護柵でシカを完全に排除したとき、または捕獲によってシカの出現頻度を減らしたときに自然植生の植被や種組成がどのように変化するか把握し、シカの利用頻度の変化を指標する植物種を探索することを目的として調査を行った。

2. 調査地

調査は徳島県つるぎ町の民有地の皆伐跡地2か所で行った。剪宇(きりう)試験地は標高820mから940mに位置し、皆伐面積は3.9 haだった。成谷(なるたに)試験地は標高650m～760mにあり、皆伐面積は4.3 haだった。剪宇と成谷は渓谷を挟んで直線距離で約4km離れている。皆伐された林はどちらも60年生のスギ人工林で、隣接する人工林の林床植生から、剪宇ではシロモジ、カナクギノキなどの低木が、成谷ではミズやジュウモンジシダなどの草本やシダ類がわずかに林床に成立していたと考えられる。調査地は調査開始時(2014年8月)に皆伐後3年程度経過しており苗木の植栽は行われていなかった。再造林では下刈り省力化のため競合する植生の発生量が少ないうちに植栽することが望ましいが、現状は皆伐後数年経過してから植栽される事例も少なくないため、ここでは皆伐後数年経過した皆伐跡地において調査を行った。2014年秋に

原稿受付：平成31年3月14日 原稿受理：平成31年4月26日

1) 森林総合研究所 四国支所

2) 森林総合研究所 森林植生研究領域

3) 森林総合研究所 関西支所

4) 徳島県立農林水産総合技術支援センター

* 森林総合研究所 四国支所 〒780-8077 高知市朝倉西町 2-915

皆伐跡地周辺の林内で行った糞粒調査によるシカの推定生息密度は、剪宇で28.8頭km²、成谷で33.8頭km²だった(奥村ら2016)。

剪宇を捕獲実施区として、2015年9月に誘引狙撃法(八代田ら2013)により雌ジカ成獣1頭を、同年10月から2016年6月にかけてネット防護柵資材を使った簡易囲いワナで計13頭(雌成獣2頭、雄成獣5頭、雌幼獣5頭、雄幼獣1頭)を捕獲した(藤井ら2016)。成谷は対照地として捕獲を実施しなかった。なお、地元猟友会への聞き取りから、両方の試験地周辺では試験前も捕獲は行われていなかった。

苗木の被害調査をするため、2015年5月に、剪宇で8か所、成谷で4か所20m×20mの方形区を設置した。それぞれの方形区の内部を下刈りした後、スギおよびヒノキの苗木を混植した(大谷ら2016)。一部の方形区(剪宇2か所、成谷1か所)では、シカの影響を排除するためネット防護柵を設置した。防護柵の支柱の高さは1.8mで、ネットはステンレスを織り込んだポリエチレン製で、網目の間隔は5cmだった。2016年5月にはシカ捕獲後に新しい苗木で被害調査をするため、2015年と同様のやり方で、下刈り、苗木の植栽を行った。剪宇・成谷試験地におけるシカ対策とこの後に述べる調査スケジュールの関係をFig. 1にまとめた。

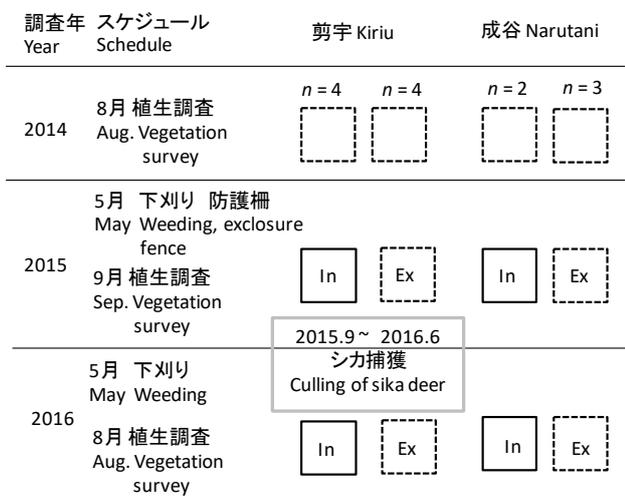


Fig. 1. 調査スキームの概念図。

A schematic diagram of the study.

実線の四角は防護柵を設置した調査区を、点線の四角は防護柵のない調査区を示す。nは調査区の数を示す。In: 防護柵の内部, Ex: 防護柵の外側。

Solid quadrate shows an ideological study plot enclosed by fences, while dashed quadrate shows an open study plot. n shows the number of study plots. In: Interior of the exclosure fence, Ex: Exterior of the fence.

3. 調査方法

剪宇と成谷において、2014年8月に防護柵設置予定地とその外側で植生調査用コドラート(2m×2m)を2~4個ずつ設置した。剪宇は傾斜角20°~35°の西~

西南西向きの斜面に、成谷は28°~40°の北西向きの斜面に調査コドラートを設置した。2014年8月下旬、2015年9月上旬、2016年8月下旬に、調査用コドラート(2m×2m)内に生えている維管束植物の種ごとの植被面積およびコドラート全体の植被面積を0.01m²単位で記録した(Fig. 1)。植被面積は対象種の茎葉の投影面積とし、根元が調査枠内であれば茎葉が調査枠をはみ出しているも投影面積に含めた。ただし、つる植物は根元が判別しにくいので調査枠内の植被面積を記録した。なお本報では橋本・藤木(2014)および藤木(2017)の記載に従い、タケニグサ、イワヒメワラビ、マツカゼソウ等を、シカの採食を受けにくい不嗜好性植物とした。

防護柵によりシカを排除した効果や捕獲によるシカの利用頻度低減効果を、植被面積、種数、多様度指数の変化および非計量多次元尺度法(NMS, nonmetric multidimensional scaling)による植生の種組成の変化で評価した。それぞれのコドラートで全体の植被面積、維管束植物の種数を求め、Shannon-Wienerの多様度指数H'(伊藤1977)を計算した。全体の出現頻度が5%未満の種を除いた81種について、39コドラート(13コドラート×3年)分の植生データを用いてNMSによる分析を行った。統計解析ソフトはPC-ORD ver.4(MjM Software Design)を用いた。

4. 結果

剪宇では2014年8月時点で防護柵設置予定区でも、その外側の調査区でもシカの不嗜好性植物であるタケニグサが優占していた(Table 1)。成谷においても2014年にはタケニグサが優占していたが剪宇より少なく、ベニバナボロギク、オオアレチノギク、クサイチゴ、ドクダミ、マツカゼソウが比較的多かった(Table 2)。剪宇、成谷ともに草本種と低木種が多く、高木種はほとんどなかった。植被面積は2014年時に剪宇と成谷で大きな違いがない(Fig. 2)一方、種数は剪宇よりも成谷の方が平均値で10種程度多かった(Fig. 3)。

剪宇では下刈り後4か月が経過した2015年9月にはすべての調査区でタケニグサの植被面積が2014年よりも大きく減少していた(Table 1, 2)。剪宇ではシカの影響を排除した防護柵内でクサイチゴ、オクノカンスゲ、ススキの急速な増加が見られたが、柵外ではそうした変化は見られなかった(Table 1)。防護柵内の植被面積は2014年より2015年が大きくなり、2015年は防護柵内の植被面積が防護柵外より大きくなった(Fig. 2上)。種数は2014年から2015年にかけて変化がなかった(Fig. 3上)が、多様度指数H'は2015年に高くなり、また防護柵内のH'が高かった(Fig. 4)。一方、成谷でも下刈り後タケニグサの減少が見られ、柵内ではクサイチゴやイワヒメワラビの急速な増加が見られたが、柵外では横ばいかやや増加する程度だった(Table 2)。

Table 1. 徳島県つるぎ町剪字試験地（シカ捕獲実施）における上位 20種の植被面積（m²）の平均値の変化
Changes in mean vegetation cover (m²) of the top 20 species at the Kiriu Experimental Plot (culling) in Tsurugi, Tokushima

種名 Species name	学名 Scientific name	生活型 Life form	柵外 Exterior of the fence			柵内 Interior of the fence		
			2014	2015	2016	2014	2015	2016
タケニグサ*	<i>Macleaya cordata*</i>	Ph	3.00	1.58	1.25	2.13	0.98	0.48
クサイチゴ	<i>Rubus hirsutus</i>	S	0.06	0.05	0.33	0.03	0.78	0.58
オクノカンスゲ	<i>Carex foliosissima</i>	Ph	0.01	0.05	0.30	0.04	0.33	0.56
ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i>	Ph	-	0.02	0.11	0.03	0.21	0.50
タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i>	Ph	0.16	0.28	0.19	0.03	0.08	0.04
シロモジ	<i>Lindera triloba</i>	S	0.06	0.02	0.02	0.03	0.13	0.13
オオクサキビ	<i>Panicum dichotomiflorum</i>	Ah	-	0.00	0.01	-	0.31	0.01
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>	S	0.00	0.02	0.14	0.00	0.13	0.16
ダンドボロギク*	<i>Erechtites hieracifolia*</i>	Ah	-	0.02	0.14	0.01	0.11	0.13
オオアレチノギク	<i>Erigeron sumatrensis</i>	Bh	-	0.06	0.35	-	0.01	0.17
ヤマジノホトトギス	<i>Tricyrtis affinis</i>	Ph	0.05	0.01	0.02	0.01	0.07	0.08
タラノキ	<i>Aralia elata</i>	S	0.03	0.03	0.03	0.01	0.05	0.10
チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i>	Ah	0.01	0.01	0.00	0.00	0.05	0.13
ハシカグサ	<i>Hedyotis lindleyana</i> var. <i>hirsuta</i>	Ah	0.00	0.00	-	0.01	0.08	0.10
スゲ sp	<i>Carex</i> sp.	Ph	0.03	0.05	0.09	0.01	0.01	0.08
ヌカキビ	<i>Panicum bisulcatum</i>	Ah	0.00	-	-	0.13	-	0.00
オトギリソウ	<i>Hypericum erectum</i>	Ph	0.00	0.01	0.01	0.01	0.03	0.11
イワヒメワラビ*	<i>Hypolepis punctata*</i>	F	-	-	-	0.00	0.08	0.05
ヒメウツギ	<i>Deutzia gracilis</i>	S	-	0.01	0.01	-	0.01	0.10
オトコエシ	<i>Patrinia villosa</i>	Ph	0.00	0.00	0.01	0.00	0.03	0.08

注1) 「生活型」 Ah: 一年草、Bh: 越年草、Ph: 多年草、S: 低木、L: つる植物、F: シダ植物。

Note 1 [Life form] Ah: annual herb, Bh: biennial herb, Ph: perennial herb, S: shrub, L: liana, F: fern.

注2)* 橋本・藤木 (2014) および藤木 (2017) による不嗜好性植物を示す

Note 2 Unpalatable plants after Hashimoto and Fujiki (2014) and Fujiki (2017) are shown.

Table 2. 徳島県つるぎ町成谷試験地（シカ捕獲なし）における上位 20種の植被面積（m²）の平均値の変化
Changes in mean vegetation cover (m²) of the top 20 species at the Narutani Experimental Plot (no culling) in Tsurugi, Tokushima

種名 Species name	学名 Scientific name	生活型 Life form	柵外 Exterior of the fence			柵内 Interior of the fence		
			2014	2015	2016	2014	2015	2016
タケニグサ*	<i>Macleaya cordata*</i>	Ph	1.33	0.30	0.33	1.75	0.40	0.20
クサイチゴ	<i>Rubus hirsutus</i>	S	0.53	0.63	1.27	0.02	0.25	0.65
ベニバナボロギク	<i>Crassocephalum crepidioides</i>	Ah	0.80	0.62	0.02	1.05	0.40	0.03
イワヒメワラビ*	<i>Hypolepis punctata*</i>	F	0.11	0.37	1.13	0.08	0.40	0.50
ドクダミ	<i>Houttuynia cordata</i>	Ph	0.21	0.27	0.20	0.30	0.65	0.90
オオアレチノギク	<i>Erigeron sumatrensis</i>	Bh	0.42	0.73	0.02	0.30	0.60	0.02
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i>	S	0.03	0.10	0.10	0.18	0.65	0.45
マツカゼソウ*	<i>Boenninghausenia albiflora*</i>	Ph	0.27	0.20	0.50	-	0.11	0.06
ハシカグサ	<i>Hedyotis lindleyana</i> var. <i>hirsuta</i>	Ah	0.01	0.00	0.01	-	0.11	0.28
イヌトウバナ	<i>Clinopodium micranthum</i> var. <i>micranthum</i>	Ph	-	0.17	0.17	-	-	-
ダンドボロギク*	<i>Erechtites hieracifolia*</i>	Ah	0.08	0.04	0.08	0.11	0.03	0.02
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>	S	0.02	0.04	0.13	-	0.03	0.10
タラノキ	<i>Aralia elata</i>	S	0.04	0.10	0.10	-	0.03	0.01
カラムシ	<i>Boehmeria nipononivea</i>	Ph	0.01	0.00	0.01	0.03	0.06	0.17
オトコエシ	<i>Patrinia villosa</i>	Ph	0.01	-	0.00	0.01	0.05	0.20
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	S	0.03	0.01	0.01	0.03	0.03	0.10
ヒメワラビ	<i>Thelypteris torresiana</i> var. <i>calvata</i>	F	0.07	-	-	0.02	0.10	0.02
クズ	<i>Pueraria lobata</i>	L	0.00	-	-	0.01	0.01	0.16
ミズ	<i>Pilea hamaoi</i>	Ah	0.1	0.04	0.01	0.02	0.01	-
カキドオシ	<i>Glechoma hederacea</i> subsp. <i>grandis</i>	Ph	-	-	-	0.01	0.05	0.10

注は Fig.1 と同じ。Notes are the same as Fig. 1.

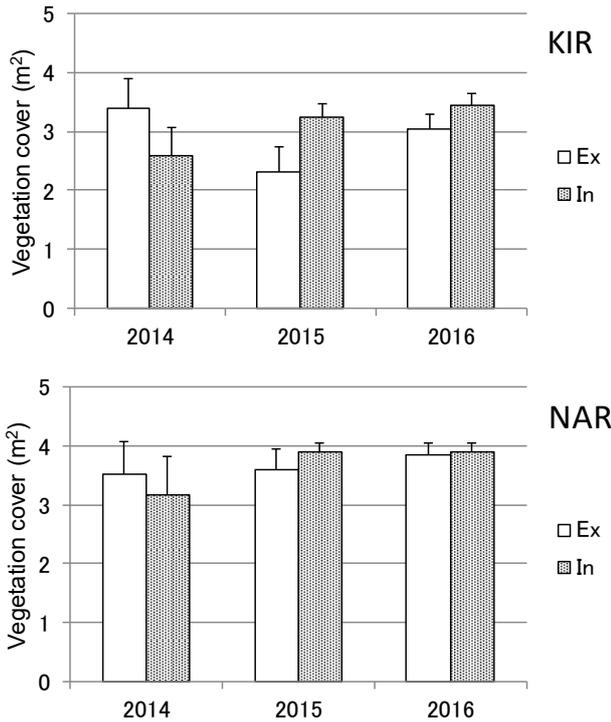


Fig. 2. 皆伐跡地の植被面積の推移.

Changes in total vegetation cover at clearcut sites.
 調査コードラット 4m²あたりの植被面積を示す。縦棒は標準偏差を示す。KIR: 剪宇 (捕獲あり)、NAR: 成谷 (捕獲なし)。Ex: 防護柵外、In: 防護柵内
 Vegetation cover per 4 m² quadrat is shown. KIR: Kiriuru (culling), NAR: Narutani (no culling). Ex: exterior of the enclosure fence, In: interior of the fence.

植被面積は防護柵内と外両方で次第に増加し、2016年には植被率が100%に近くなった (Fig. 2下)。また、種数は調査期間中一貫して減少傾向にあり (Fig. 3下)、多様度指数 H' は柵内で2014年から2015年にかけて増加した他は大きな変化はなかった (Fig. 4下)。

植生データのNMS解析により3軸が得られた。寄与率 R² は第1軸が0.609、第2軸が0.226、第3軸が0.064であり、第1軸と第2軸を合わせた寄与率 R² は0.835だった。各コードラットのスコアを第1軸と第2軸の平面図にプロットすると、剪宇と成谷は2014年時点で離れた場所にスコアが分布しており、種組成が異なることが示唆された (Fig. 5)。剪宇では2014年には柵内予定区と柵外予定区のスコアがほぼ同じ場所に分布していたが、2015年に柵内のスコアが大きく移動した (Fig. 5右上)。2015年から2016年にかけて同じ方向にスコアが移動したがベクトルは小さくなった。また、剪宇の柵外におけるスコアの変動は柵内と同じ方向に推移し、ベクトルの大きさは小さかった (Fig. 5左上)。一方、成谷でも調査年によるスコアの変化が見られたが、ベクトルの方向は剪宇と異なり、また柵内と柵外で似たような変動パターンとなった (Fig. 5左下、右下)。

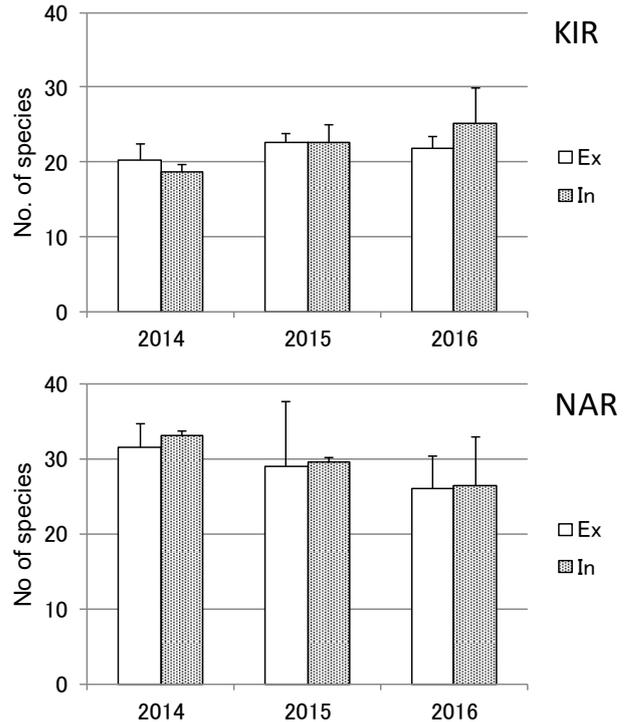


Fig. 3. 皆伐跡地の植物種数の推移.

Changes in the number of species per 4 m² quadrat at clearcut sites.
 説明は Fig. 2 と同じ
 Legends are the same as Fig. 2.

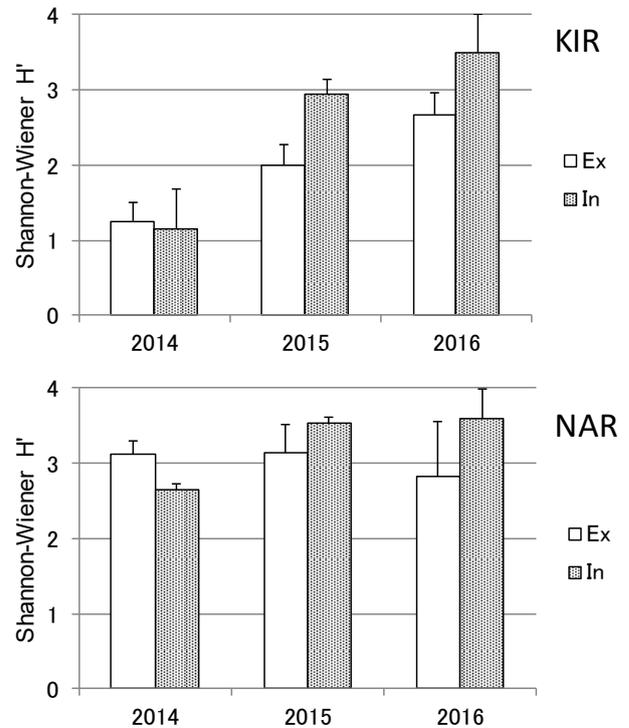


Fig. 4. 皆伐跡地の多様度指数 H' の推移.

Changes in Shannon-Wiener H' index at the clearcut sites.
 説明は Fig. 2 と同じ
 Legends are the same as Fig. 2.

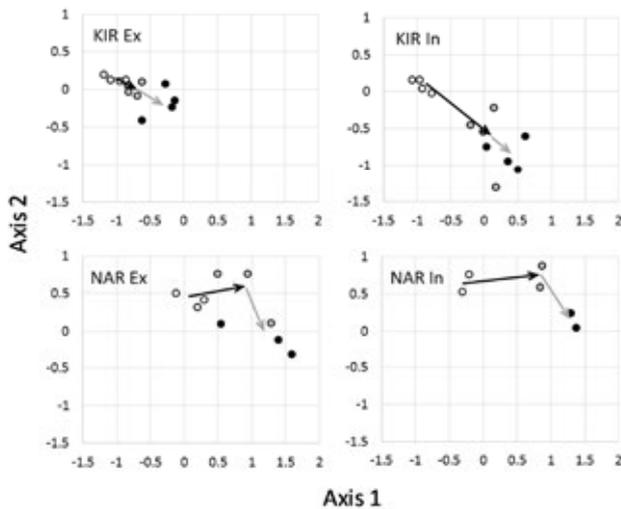


Fig. 5. NMS の二次元パイプロット図.

The two-dimensional bi-plot diagram created by NMS.

全てのデータを一括処理したが、見やすくするため4枚の図に分けて表示している。白丸は2014年、灰色丸は2015年、黒丸は2016年の調査コードラットの値を示す。黒矢印は2014年から2015年への各コードラットの平均値の変化を、灰色矢印は同じく2015年から2016年の変化を示す。KIR Ex: 剪宇柵外、KIR In: 剪宇柵内、NAR Ex: 成谷柵外、NAR In: 成谷柵内

To aid visualization, scores are shown in four separate diagrams. **White circle:** scores in 2014, **grey circle:** 2015 scores, **solid circle:** 2016 scores. Solid arrows show the change in the average value of scores from 2014 to 2015, while grey arrows show the change from 2015 to 2016. **KIR Ex:** exterior of the enclosure in Kiriu, **KIR In:** interior of the enclosure in Kieiu. **NAR Ex:** exterior in Narutani, **NAR In:** interior in Narutani

5. 考察

調査地は剪宇と成谷ともに伐採から3年程度経過しており、2014年の時点では木本種が少なくシカの不嗜好性植物であるタケニグサが優占していた。一般的に皆伐跡地は高木種を含めて多様な植物種から構成される (Sakai et al. 2010) が、シカの生息密度の高い場所ではシカの不嗜好性植物が優占する特異な植生になることが知られている (Horsley et al. 2003)。従って、本試験地も皆伐以前からシカによる影響を継続的に受けていたと考えられる。成谷は剪宇よりも植物の種数が豊富 (Fig. 3) で、NMSの結果からは種組成が異なることがうかがえた (Fig. 5)。成谷の植生調査地は北西斜面に位置しドクダミ、クサギ、マツカゼソウなど湿った立地を好む植物が多かった (Table 2) ことから、剪宇に比べ湿潤な環境であったと推測される。成谷はシカを捕獲しない対照地として、皆伐面積やシカの生息密度が同じような場所を選んだが、斜面方位や土壌水分、伐採前の種組成の違いなどが皆伐後の種組成の違いに反映されたと考えられる。

防護柵を設置してシカを排除した効果は、剪宇で顕著に見られた。調査地では優占していたタケニグサが刈り払われ、2014年8月の調査時点で植被面積が半分程度になった (Table 1)。防護柵内部では空いた空間を埋めるようにタケニグサ以外の植物が発達し、全体の植被面積や多様性指数が増加し (Figs. 2, 4)、種組成が大きく変化した (Fig. 5) と考えられる。一方、防護柵外ではシカの採食を継続して受けたため、全体の植被面積や多様性指数が柵内より小さくなり、種組成の変化も小さかったとみられる。防護柵を設置することにより、シカの採食圧を受けやすい草原性植物が回復して種組成が変わり、植生高も回復することは本州 (山梨県) の伐採跡地でも観察されている (Iijima and Otsu 2018)。一方、成谷は植被面積や種数、多様性指数の変動が少なく、種組成の変動パターンも剪宇と異なっていた。上述のように成谷は設定当初から種数が多く種組成も異なっていたため、剪宇と異なる反応を示したと考えられる。今回のデータセットは調査地点数が少ない上、剪宇と成谷で調査地点数が不揃いなため、局所的な植生の違いが反映されている可能性があり、両者の比較には注意が必要である。

剪宇でシカを14頭捕獲した効果は多様性指数や種組成からは明瞭でなかったが、クサイチゴやクマイチゴ、ダンドボロギク、オクノカンスゲ、オオアレチノギクなど、一部の植物は捕獲後に顕著な回復が見られた (Table 1)。例えば、クサイチゴは2015年から2016にかけて防護柵の外で植被面積が6.5倍になったのに対し、防護柵内では0.7倍だった (Table 1)。剪宇ではシカの捕獲後、調査区におけるシカの出現頻度が半分程度に減少しており (大谷ら 2016)、一部の植生に捕獲によるシカの利用頻度の低減効果、すなわち採食圧の低下が現れた可能性が考えられる。一方、成谷は、2015年から2016年にかけてクサイチゴ、クマイチゴの柵外の増加率は剪宇と比べて小さい一方、イワヒメワラビ、マツカゼソウなどの不嗜好性植物が増加しており (Table 2)、シカの採食圧を依然として強く受けている可能性がうかがえる。種組成の変化 (Fig. 5) をみると、捕獲を実施した剪宇 (KIR) では、柵外 (KIR Ex) において捕獲前 (2014年→2015年) より捕獲後 (2015年→2016年) の組成の変化 (ベクトルの大きさ) が大きくなっている。これは剪宇において捕獲によってシカの採食圧が下がり、それまでシカに食べられていた種の植被が回復した結果と解釈できるかもしれない。ただし、既に述べたように、捕獲を実施した場所としない場所 (剪宇と成谷) でそもそも植生が異なっていた可能性があるため、本研究の結果から植生の種組成の変化が捕獲によるものと結論することは困難と考えられる。

以上のことから、皆伐・再生林地において防護柵でシカを排除し下刈りを行う、あるいは捕獲によってシ

カの出現頻度を低下させることで、自然植生の多様度指数や種組成が変化する可能性が示唆された。今回、防護柵の設置や下刈り、または捕獲に対して顕著な反応を示す植物がいくつか見られた。中でもキイチゴ類は防護柵の設置後や捕獲後の植被の変化が大きく、シカの利用頻度を示す指標植物として活用できる可能性がある。

謝 辞

つるぎ木材加工協同組合の伊庭雅俊氏および徳島県つるぎ町一字の二宮勇氏には調査地を提供して頂いた。岐阜県森林研究所の渡邊仁志博士、森林総合研究所の森下智陽博士には植生調査を手伝って頂いた。ここに記して感謝申し上げる。本研究は(国研)森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト「ニホンジカ生息地におけるスギ・ヒノキ再造林手法の開発」(課題番号 201401)の一環として行われた。

引用文献

- 藤井 栄・森 一生・八代田 千鶴・奥村 栄朗 (2016) 林業事業体への普及を目的とした囲いワナによる林業被害対策としてのシカ捕獲。「野生生物と社会」講演要旨集, 22, 106.
- 藤木 大介 (2017) 第9章 兵庫県におけるニホンジカの嗜好性植物・不嗜好性植物リスト. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 9, 118-126.
- 橋本 佳延・藤木 大介 (2014) 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然, 25, 133-160.
- Horsley S. B., Stout S. L. and deCalesta D. S. (2003) White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecol. Appl.*, 13, 98-118.
- Iijima H. and Otsu C. (2018) The method of conserving herbaceous grassland specialists through silvicultural activities under deer browsing pressure. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2919-2930.
- 伊藤 秀三 (1977) 群落の組成と構造. 朝倉書店, 332pp.
- 環境省 (2015) 改正鳥獣法に基づく指定管理鳥獣捕獲等事業の推進に向けた全国のニホンジカの密度分布図の作成について (<http://www.env.go.jp/press/101522.html>) (2018年4月6日確認)
- 北原 文章・渡辺 直史・光田 靖・山川 博美・酒井敦・垂水 亜紀 (2013) スギ植栽木の成長と下刈り対象木の競合状態との関係. *森林応用研究*, 22(1), 1-6.
- 前迫 ゆり・高槻 成紀 (2015) シカの脅威と森の未来—シカ柵による植生保全の有効性と限界. 文一総合出版, 247pp.
- Miller, B. F., Campbell, T. A., Laseter B. R., Ford W. M. and Miller, K. V. (2010) Test of localized management for reducing deer browsing in forest regeneration areas. *J. Wildlife Manag.*, 74, 370-378.
- 奥村 栄朗・藤井 栄・森 一生・八代田 千鶴・金城芳典 (2016) 人工林皆伐跡地におけるニホンジカ集中捕獲を目指した利用状況モニタリング. *日林学術講*, 127, 94.
- 大谷 達也・藤井 栄・森 一生・八代田 千鶴・宮本和樹・奥村 栄朗・酒井 敦 (2016) シカ捕獲でスギヒノキ苗木食害は軽減できるか—徳島県つるぎ町での実証試験. *日林学術講*, 127, 95.
- 林野庁 (2016) 平成28年度版森林・林業白書. 全国林業改良普及協会, 225pp.
- Royo, A. A., Stout, S. L., deCalesta, D. S. and Pierson, T. G. (2010) Restoring forest herb communities through landscape-level deer herd reductions: Is recovery limited by legacy effects? *Biol. Conserv.*, 143, 2425-2434.
- Sakai, A., Sakai, T., Kuramoto, S. and Sato, S. (2010) Soil seed banks in a mature Hinoki (*Chamaecyparis obtusa* Endl.) plantation and initial process of secondary succession after clearcutting in southwestern Japan. *J. For. Res.*, 15, 316-327.
- 酒井 敦 (2018) 皆伐・再造林地におけるシカ防護柵の実態と被害対策. *水利科学*, 359, 101-113.
- 高槻 成紀 (2015) シカ問題を考える. ヤマケイ新書, 213pp.
- Tamura, A. and Nakajima, K. (2017) Effects of 10 years of fencing under a gap and closed canopy on the regeneration of tree seedlings in an old-growth Japanese fir (*Abies firma*) forest overbrowsed by sika deer. *J. For. Res.*, 7, 1-9.
- 八代田 千鶴・小泉 透・榎木 勉 (2013) 誘引狙撃法によるシカ捕獲技術の検証. *森林防疫*, 699, 43-47.

Vegetation dynamics in clearcut sites with deer fencing and culling of sika deer

Atsushi SAKAI^{1)*}, Tatsuya OTANI¹⁾, Kazuki MIYAMOTO²⁾,
Chizuru YAYOTA³⁾ and Sakae FUJII⁴⁾

Abstract

We investigated vegetation dynamics at clearcut sites to examine the effect of exclosures and/or culling of sika deer. After weeding at two clearcut sites, exclosure fences were built and vegetation was assessed inside and outside of the exclosures at both sites. A total of 14 sika deer were culled at one of the sites and no culling was carried out at the other site. An unpalatable plant, *Macleaya cordata*, dominated the vegetation community at both sites initially. Species composition changed and cover of some plants, such as *Rubus hirsutus* increased rapidly inside the exclosure fence after weeding but did not increase outside the exclosure fence. *Rubus* and some other plants developed after culling of sika deer, but this change was muted at the site where no culling was conducted. Thus, *Rubus* can be an indicator plant reflecting browsing pressure by sika deer.

Key words: sika deer, clearcut site, exclosure fence, culling, weeding, vegetation, *Rubus*

Received 14 March 2019, Accepted 26 April 2019

1) Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Vegetation, FFPRI

3) Kansai Research Center, FFPRI

4) Tokushima Prefecture Agriculture, Forestry, and Fisheries Technology Support Center

* Shikoku Research Center, FFPRI, 2-915 Asakuranishi, Kochi, Kochi, 780-8077 JAPAN; e-mail: golgo@affrc.go.jp

短報 (Short communication)

菌床シイタケ栽培施設で発生したシワバネキノコバエ
Allactoneura akasakana Sasakawa, 2005 (双翅目キノコバエ科)末吉 昌宏^{1)*}、向井 裕美²⁾、北島 博²⁾、黄 俊浩³⁾

要旨

国内および中国の菌床シイタケ栽培施設で発見されたシワバネキノコバエを報告する。本種の成虫と幼虫は栽培施設で9月から11月までの間見られたが、子実体の食害は確認されなかった。2017年6月から2019年3月までの間、茨城県と群馬県内5箇所の栽培施設に設置された延べ1320枚の粘着トラップのうち、7枚に7個体の成虫が捕獲された。また、栽培施設の菌床上で採集した幼虫を室温(平均気温摂氏20.4度)で飼育した結果、13日後に成虫が羽化した。さらに、屋外環境および栽培施設で採集された成虫標本に基づき、本種が対馬と沖縄本島、中国にも分布することがわかった。以上のことから、本種は国内と中国の栽培施設で夏季・秋季に複数世代発生する、潜在的な害虫であると考えた。

キーワード：新記録、食用キノコ、寄主、日本、害虫

1. はじめに

シイタケ *Lentinula edodes* (Beck.) は国内のきのこの年間生産量の22%近くを占める約9.5万トン(生シイタケ約7万トン、乾シイタケ(生換算値)約2.5万トン)が生産される(林野庁2018)、主要な食用きのこのひとつである。現在、生シイタケの生産は菌床栽培が主流であり、生シイタケ全生産量の91%を占める(林野庁2018)。

シイタケ栽培では様々な害虫が知られている(北島2019)。これらにはナガマドキノコバエ類のように菌床栽培施設で時に大発生して子実体への食害や異物混入によって被害をもたらす重要害虫がいる(北島ら2011)。その一方で、具体的な経済的被害が認められない昆虫類(末吉・木村2017)も施設内で多く発生することが知られている。後者は不快害虫あるいは潜在的な害虫であると考えられる。

シワバネキノコバエ *Allactoneura akasakana* は東京都渋谷区の赤坂御所で得られた標本を元に2005年に新種として記載された(Sasakawa 2005)。三枝(2008)はインドネシア(ジャワ島)から知られる *A. cincta* de Meijere をシワバネキノコバエとして本州と九州から記録したが、後に、この記録は *A. akasakana* の誤同定であるとして修正された(三枝, 私信)。本種を含め属 *Allactoneura* は従来、人間の経済活動と特段の関係が知られていなかった。しかし、著者らによる近年のシイタケ害虫の防除研究により、国内各地のおよび中国

の菌床シイタケ栽培地でシワバネキノコバエが発生していることがわかった。また、国内各地の野外で採集された個体の産地は従来知られている地理的分布外に及んだ。そこで本種による被害発生の可能性を鑑み、基礎情報として本種の形態的特徴と発生状況、新産地を報告する。

2. 研究方法と材料

茨城県(阿見町)と群馬県(桐生市、藤岡市、富岡市、渋川市)の菌床シイタケ栽培施設で2017年6月から、2019年3月までの間、発生舎内に粘着トラップを設置してシイタケ害虫の発生調査を行った。各地の1施設に10枚の透明粘着シート(10cm * 43cm)を半分に曲げ、粘着面が外側になるように吊り下げて設置し(Fig. 1a)、月に1回回収と交換を行った。回収したシート上に付着した成虫を乾燥標本とした。これらの施設では、9月から11月の間にシイタケ子実体の発生が見られた。大分県(日田市)では、2018年10月4日と11月7日に2つの施設を訪問し、発生舎内の菌床上に生息する幼虫(Fig. 1b)をピンセットで採集し、森林総合研究所九州支所(熊本市)内の室温条件下で成虫を羽化させた。訪問した時期は菌床の入れ替え時期にあたり、シイタケ子実体の発生は少なかった。中国では2016年10月20日に1施設(Fig. 1c)を調査し、発生舎にいた成虫を吸虫管で採集した。調査した時期にシイタケ子実体の発生は少なかった(Fig. 1d)。その他、1995年

原稿受付：平成31年3月14日 原稿受理：令和元年5月10日

1) 森林総合研究所 生物多様性研究拠点

2) 森林総合研究所 森林昆虫研究領域

3) 浙江農林大学 林業與生物技術学院 森林保護学科

* 森林総合研究所 生物多様性研究拠点 〒305-8687 つくば市松の里1



Fig. 1. シワバネキノコバエ *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005 の生息環境。

Habitats of *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005.

a, 透明粘着シートの設置状況 (群馬県渋川市)、b, シワバネキノコバエ幼虫 (矢印) による造網 (大分県日田市)、c, 浙江省磐安県の菌床シイタケ発生舎、d, 浙江省磐安県の菌床設置状況。

a, A transparent adhesive sheet installed in an indoor facility of the shiitake mushroom, *Lentinula edodes*, in Shibukawa City, Gunma Prefecture. b, nest of *Allactoneura akasakana* larvae on commercial sawdust-based mycelial block, in Hita City, Oita Prefecture. c, an indoor facility of the shiitake mushroom, in Pan'an, Zhejiang, China. d, commercial sawdust-based mycelial blocks in Pan'an, Zhejiang, China.

から 2016 年までの間、国内各地 (本州、九州、対馬、南西諸島) の広葉樹二次林内または林縁で捕虫網による掬い取りを行い、網内に捕らえられた成虫を吸虫管で採集した。

種同定のため、一部の♂標本の腹部をピンセットで胴体から切り離し、10% 水酸化カリウム溶液中で筋肉組織を溶解し、3% 酢酸溶液と蒸留水で洗浄した。腹部末端の交尾器の外部形態を 70% エタノール溶液中で、または 99% グリセリン溶液中で実体顕微鏡 (Olympus SZ61) と生物顕微鏡 (Nikon E600) により、観察と描画を行った。一部の成虫標本の右前翅を中性洗剤を加えた蒸留水中で洗浄し、99% エタノール溶液中で脱水したのち、ユーパラルでスライドガラスとカバーガラスの間に封入してスライド標本を作成し、生物顕微鏡 (Nikon E600) により、写真撮影を行った。前翅の翅脈と交尾器の形態学用語を三枝 (2008) に従った。

標本のデータとして、♂♀成虫頭数と標本識別番号 (Aa.0001-Aa.0062)、産地、本種の発生が見られたシイタケの栽培方法、成虫を採集した、または成虫が羽化した日付、採集方法、採集者を記載した。上記の採集方法を次のように略記した：SW (掬い取り)、ST (粘

着シート)、L (見つけ採り)、LT (灯火採集)。また、採集者のうち、著者らを次のように略記した：HM (向井)、HK (北島)、MS (末吉)。本報告で使用した標本は乾燥標本として森林総合研究所 (つくば市) に保管されている。

3. 発生事例

シワバネキノコバエ *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005

分布：日本 (本州、九州：三枝 2008；対馬、沖縄)；中国 (浙江省) (Fig. 2)。

供試標本：[菌床シイタケ栽培施設内で採集した個体] 1♂ (Aa.0001)、群馬県桐生市、上面発生、xi.2017、ST、HM&HK。2♀ (Aa.0002, Aa.0003)、群馬県藤岡市、上面発生、10.x.2018、ST、HM&HK。1♂ 1♀ (Aa.0004, Aa.0005)、茨城県阿見町、上面発生、x.2017、ST、HM&HK。1♀ (Aa.0006)、同上、上面発生、ix.2017、ST、HM&HK。1♀ (Aa.0007)、同上、上面発生、28.ix.2018、ST、HM&HK。1♂ 1♀ (Aa.0008, Aa.0009)、大分県日田市中津江村栃野、上面発生、17.x.2018 羽化、MS。1♀ (Aa.0010)、同上、全面発生、7.xi.2018、MS。3♂ 14

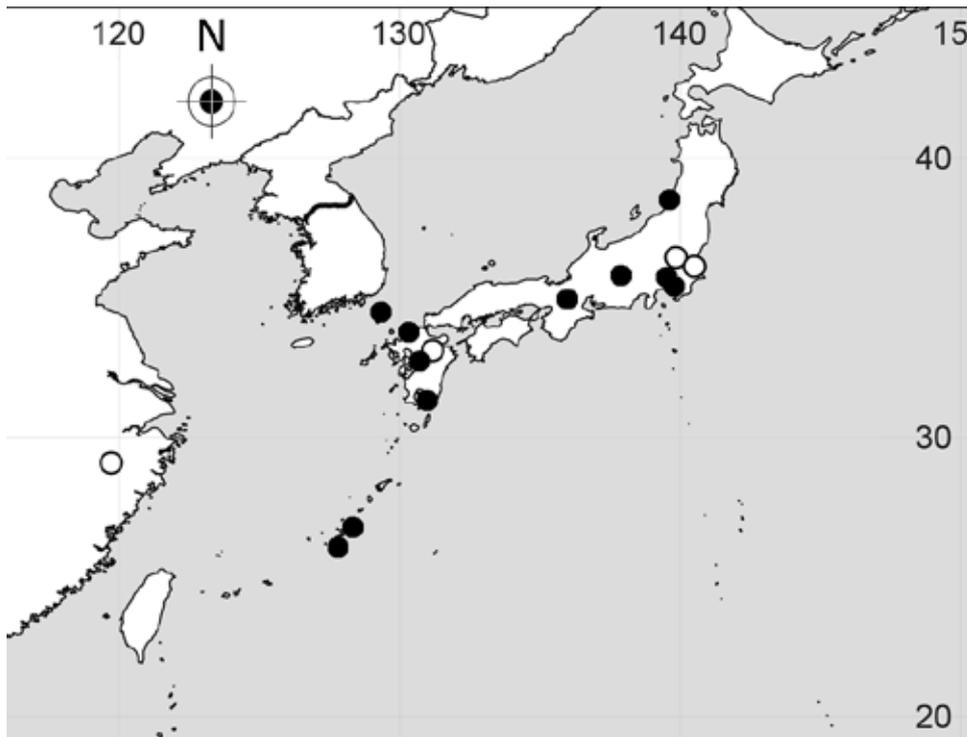


Fig. 2. シワバネキノコバエ *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005 の分布図。

Geographic distribution of *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005.

○シイタケ栽培施設。群馬県と福岡県は複数箇所の採集地を1つにまとめた。●野外産地。数字は北緯(20, 30, 40)と東経(120, 130, 140, 150)。

Circle, indoor facility of shiitake mushrooms. Filled circle, outdoor locality. Numbers are showing north latitudes (20, 30, and 40 degrees) and east longitudes (120, 130, 140, and 150 degrees).

♀ (Aa.0049-Aa.0065)、浙江省磐安县双峰、全面発生、19.x.2016、L、MS。

[野外で採集した個体] 1 ♀ (Aa.0011)、山形県鶴岡市五十川、17.ix.2010、SW、MS。1 ♂ 1 ♀ (Aa.0012, Aa.0013)、長野県木曾福島町永井、3.ix.1996、SW、MS。1 ♀ (Aa.0014)、神奈川県横浜市円海山、12.viii.1998、SW、MS。2 ♂ 1 ♀ (Aa.0015- Aa.0017)、京都府京都市大石神社、12.ix.2016、SW、MS。1 ♀ (Aa.0018)、大分県大山町続木、18.viii.2011、L、MS。1 ♂ 1 ♀ (Aa.0019, Aa.0020)、福岡県福岡市柏原、16.vii.1996、SW、MS。1 ♀ (Aa.0021)、福岡県福岡市六本松、ix.1997、SW、MS。1 ♀ (Aa.0022)、福岡県福岡市下原、26.x.1995、SW、MS。1 ♂ 1 ♀ (Aa.0023, Aa.0024)、同上、30.ix.1995、SW、MS。1 ♀ (Aa.0025)、福岡県福岡市松原、23.x.1996、SW、MS。3 ♂ 1 ♀ (Aa.0026-Aa.0029)、福岡県福岡市南公園、10.x.1995、SW、MS。1 ♂ (Aa.0030)、福岡県福岡市三苫、16.x.1996、SW、MS。1 ♀ (Aa.0031)、同上、14.xi.1996、SW、MS。1 ♂ 1 ♀ (Aa.0032, Aa.0033)、福岡県福岡市西油山、29.ix.1995、SW、MS。4 ♂ 1 ♀ (Aa.0034-Aa.0038)、同上、28.x.1995、SW、MS。2 ♀ (Aa.0039, Aa.0040)、福岡県福岡市能古、27.x.1995、SW、MS。1 ♀ (Aa.0041)、同上、22.x.2000、SW、MS。1 ♀ (Aa.0042)、熊本県熊本市立田山、16.vii.2008、SW、MS。1 ♂ (Aa.0043)、鹿児島県田代町、9.vii.1995、SW、館卓司。1 ♀ (Aa.0044)、

長崎県対馬市豊玉町千尋藻、30.x.1996、SW、MS。1 ♀ (Aa.0045)、沖縄県国頭村与那、21.x.1997、LT、MS。1 ♀ (Aa.0046)、同上、23.x.1997、SW、MS。1 ♀ (Aa.0047)、沖縄県今帰仁村備瀬崎、20.x.1997、SW、MS。1 ♂ (Aa.0048)、沖縄県那覇市末吉公園、26.iii.2000、SW、中山裕人。

大分県日田市の施設では、上面発生に使用している菌床表面と水が接する付近で幼虫が絹糸を粗く編んで巣を作っている様子が観察された (Fig. 1b)。これらの幼虫はより密に編んだ絹糸の繭内で蛹化し、採集から13日目に成虫が羽化した。中国の施設では、菌床を地面に置いた発生舎 (Fig. 1c, d) の入り口に面した透明な天幕面上に成虫が群がっている様子が観察された。

4. 成虫の形態的特徴と他種からの区別点

成虫 (Fig. 3a) の外部形態は Sasakawa (2005) と三枝 (2008) に詳しく述べられており、今回検した標本はそれらの記述とよく合致する。前翅の翅脈を三枝 (2008) の記述に基づいて Fig. 3b に示した。第1径脈 (R_1) の中途から後方に分岐する短い横脈状の翅脈が径脈分枝 (R_s) であり、 R_s の後方先端から翅端に向けて伸びる縦脈が第5径脈 (R_5) である。本種の成虫は静止時に、 R_5 の後方と第2中脈 (M_2) の後方で縦走する

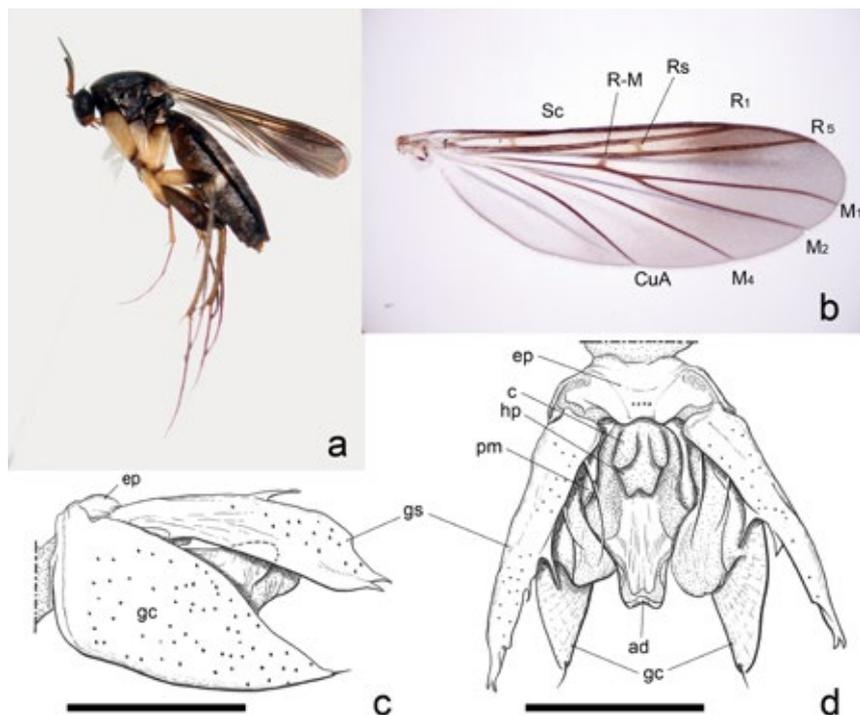


Fig. 3. シワバネキノコバエ *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005 成虫の外部形態。

Allactoneura akasakana Sasakawa, 2005.

a, ♀成虫左側面 (Aa.0009)。b, 右前翅背面 (Aa.0008)。c, ♂交尾器左側面 (Aa.0008)。d, ♂交尾器背面 (Aa.0008)。

略称：ad, 挿入器；c, 尾角；CuA, 肘脈前枝；ep, 上雄板；hp, 肛下板；gc, 生殖基節；gs, 生殖端節； $M_{1,2,4}$, 第1, 2, 4中脈；pm, パラメア； $R_{1,5}$, 第1, 5径脈；Rs, 径脈分枝；R-M, 径中横脈；Sc, 亜前縁脈。スケール：c, d = 0.5mm. a, Adult female (Aa.0009) in left lateral view. b, right wing on dorsal view (Aa.0008). c, Male genitalia in left lateral view (Aa.0008). d, Male genitalia in dorsal view (Aa.0008). Abbreviations: ad, aedeagus; c, cercus; CuA, anterior branch of cubital vein; ep, epandrium; hp, hypoproct; gc, gonocoxite; gs, gonostylus; $M_{1,2,4}$, first, second, and fourth medial vein; pm, paramere; $R_{1,5}$, first and fifth radial vein; Rs, radial sector; R-M, radial-medial crossvein; pm, paramere; Sc, subcostal vein. Scale: c, d = 0.5mm.

山折れ線と第1中脈(M_1)と第4中脈(M_4)の後方にある谷折れ線で前翅を棒状に畳む特徴がある。本種は菌床シイタケの害虫として知られる他属のキノコバエ類から主に以下の形態的特徴によって区別される (Søli et al. 2000)：頭部複眼後方の頭蓋に強く、後方に曲がる刺毛を持つ；胸部背面と腹部背板は鱗状の刺毛に覆われ銀白色を呈する；胸部と腹部の地色は全体に黒色で、♂腹部第3, 4節腹板と♀腹部第4節腹板は広く黄白色を呈する；前翅先端1/3が淡く褐色を呈する (Fig. 3b)。さらに、本種は生殖端節 (gs) の先端に2本の棘状突起をもつ (Fig. 3c, d) ことで同属の他種から区別される。

5. 考察

シワバネキノコバエは従来、本州と九州で分布が知られていた (三枝 2008) が、今回、対馬と沖縄島、中国 (浙江省) にも分布することがわかった。我が国を

含む東アジアにおいて、属 *Allactoneura* は本種の他に、沿海州から *A. ussuriensis* Zaitsev, 1981、台湾から *A. formosana* (Enderlein, 1910) が記録されている。これら3種の中でも、本種は本州の東北地方から南西諸島に至る南北に広い地域、かつ、大陸の一部である中国と島嶼である日本に共通して分布する特徴がある。

発生舎内では9月、10月、11月に回収した粘着トラップに本種の成虫が捕殺されていた。また、野外では、沖縄県 (那覇市) で3月に採集された他は、本州、九州、沖縄島で7月から11月までの間に採集されていた。赤坂御所での本種の記録は2002年から2003年までの1年間設置されたマレーズトラップを使った調査で得られた標本に基づいている (篠永 2005)。この調査で本種が採集されたのは2002年10月と11月、および2003年6月、8月、9月であった (Sasakawa 2005)。三枝 (2008) は本種の発生時期について具体的な月日を記さず、夏季に多いとしている。大分県日田市で幼

虫を採集した2018年10月4日から、その幼虫の羽化を確認した2018年10月17日までの間の熊本市の最低気温、平均気温、最高気温はそれぞれ摂氏10.7度、20.4度、25.5度であった(気象庁2019)。本種はこれらの温度帯において13日程度で終齢幼虫から羽化に達している。これらのことから、本種は成虫が発生する6月から11月までの間に数回の世代を繰り返す昆虫であると考えられる。

シイタケ栽培施設内で観察した限り、本種の幼虫は菌床表面上に生息していたが、シイタケ子実体上には見られなかった。上面発生と全面発生のいずれでも本種の発生が見られたため、シイタケ栽培の発生様式による本種の発生の有無に違いはない。5つの栽培施設(茨城県、群馬県)内での合計21ヶ月に亘る粘着シート(計1320枚)を使った定量的調査で捕殺された個体は7個体であった。同じ発生舎ではシイタケ害虫であるナガマドキノコバエ類やコクガ類が同期間に数千個体捕殺されていた(向井・北島、未発表)ことと比較すると、発生舎内の本種の個体密度はかなり低いと推察される。そのため、現時点では本種によるシイタケ生産への直接的な被害はあったとしても無視できる程度であろう。本種は腐った植物質に発生する(三枝2008)。また、*A. ussuriensis*の幼虫はカワラタケ *Coriolus versicolor*、アイカワタケ *Laetiporus sulphureus*、キコブタケ類 *Phellinus* といった木材腐朽菌の子実体上で成長する(Zaitsev 1981)。シイタケ発生舎内では、本種の幼虫はシイタケを含む雑多な菌類の菌糸などを食餌として成長すると考えられ、*A. ussuriensis*のように、木材腐朽菌であるシイタケ子実体を侵したり、子実体上に付着して混入被害を起こしたりする可能性もある。したがって、本州以南の地域や中国では夏季から秋季にかけて本種によるシイタケ生産への被害を今後警戒する必要がある。

謝 辞

舘卓司氏(九州大学)、中山裕人氏(静岡県)には標本の提供をいただいた。三枝豊平氏(福岡市)には翅脈相の解釈と *A. cinta* と *A. akasakana* の分類について指導をいただいた。楊学氏(浙江農林大学)、張蘇炯氏(浙江省磐安县自然資源與規劃局)には磐安での調査にご協力いただいた。茨城県、群馬県、大分県、浙江省の生産者の方々に調査へのご協力をいただいた。本研究の一部は科研費「ナラ枯れに注目した菌床シイタケ

害虫ナガマドキノコバエ類の生態解明と外来仮説の検証」(課題番号 JP15K07491)と(国研)森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト「シイタケ害虫における複数の刺激を利用した行動操作法の確立」(課題番号 201707)」の援助を受けた。

引用文献

- 気象庁(2019)“過去の気象データ検索”, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>, (参照 2019-02-25).
- 北島 博(2019)しいたけ害虫の総合防除. 森林総合研究所森林昆虫研究領域, つくば市.
- 北島 博・阿部 正範・杉本 博之・川島 祐介・石谷 栄次・藤森 範子・陶山 純・本庄 絵未・岡本 武光・薦田 邦晃・國友 幸夫・西澤 元・宮川 治郎・大谷 英児(2011)菌床シイタケ害虫ナガマドキノコバエの環境保全型防除技術の開発. 森林防疫, 60, 19-27.
- 林野庁(2018)“平成29年特用林産基礎資料”, <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001116813>, (参照 2019-02-25).
- 三枝 豊平(2008)シワバネキノコバエ. 平嶋 義宏・森本 桂編“新訂原色昆虫大図鑑 III”. 北隆館, 390-391.
- Sasakawa, M. (2005) Fungus gnats, lauxaniid and agromyzid flies (Diptera) of the Imperial Palace, the Akasaka Imperial Gardens and the Tokiwamatsu Imperial Villa, Tokyo. *Memoirs of the National Science Museum, Tokyo*, 39, 273-312.
- 篠永 哲(2005)赤坂御所と常磐松御用邸のイエバエ科, クロバエ科, ニクバエ科ハエ類. 国立科学博物館専報, 39, 375-386.
- Søli, G. E. E., Vockeroth, J. R. and Mathile, L. (2000) Families of Sciaroidea. In Papp, L., and Darvas, B. (eds) “Contributions to a Manual of Palaearctic Diptera vol. 3”: Science Herald, Budapest, 49-92.
- 末吉 昌宏・木村 悟朗(2017)シイタケ栽培施設などでのヒメホソバエ類(双翅目ヒメホソバエ科)の発生. 森林総合研究所九州支所年報, 28, 18.
- Zaitsev, A. I. (1981) Composition and systematic position of the genus *Allactoneura* de Meijere (Diptera, Mycetophilidae). *Entomologicheskoe obozrenie* 60, 901-913. (In Russian, with English title and summary.)

***Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005 (Diptera, Mycetophilidae), occurred in cultivation facilities of shiitake mushroom**

Masahiro SUEYOSHI ^{1)*}, Hiromi MUKAI ²⁾, Hiroshi KITAJIMA ²⁾ and Junhao HUANG ³⁾

Abstract

We report here a fungus gnat, *Allactoneura akasakana* Sasakawa, 2005, as found in indoor facilities of the shiitake mushroom, *Lentinula edodes*, from Japan and China. Adults and larvae were found in indoor facilities between September and November in Japan, without any infestations to fruit bodies of the mushrooms. Seven adults were trapped on seven of 1320 adhesive sheets installed in five facilities of Ibaraki and Gunma Prefectures, Honshu, Japan, from June 2017 until March 2019. Larvae collected on sawdust mycelial blocks in indoor facilities emerged as adults within two weeks after pupation at room temperature (around 20 degree of centigrade). *Allactoneura akasakana* was recorded from Tsushima, Okinawa Island, and China for the first time, based on adults collected in indoor and outdoor environments. We suggested that this fungus gnat is a potential pest of the shiitake mushroom, occurring with several generations during summer and autumn seasons in Japan and China.

Key words: edible fungi, host, Japan, new record, pest

Received 14 March 2019, Accepted 10 May 2019

1) Center for Biodiversity, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Entomology, FFPRI

3) Department of Forestry Protection, School of Forestry and Biotechnology, Zhejiang Agriculture & Forestry University

* Center for Biodiversity, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba 305-8687, Japan; e-mail: msuey@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

北海道札幌市羊ヶ丘で捕獲されたコウモリにおける 体サイズの雌雄差と季節変動

平川 浩文^{1)*}

要旨

北海道札幌市南部に位置する森林において7年間(2004年-2010年)にわたってコウモリ捕獲調査を行った。194回の捕獲作業の結果、コテングコウモリ、ヒメホオヒゲコウモリなど6種がのべ285頭捕獲された。コテングコウモリには体重と前腕長に明確な雌雄差が認められ、メスがオスより大きかった。ヒメホオヒゲコウモリは体重にのみ明確な雌雄差が認められ、逆にオスがメスより大きかった。コテングコウモリのメスの体重は顕著な季節変動を示し、当調査地では7月に出産・子育てが行われ、8月初めに当歳仔が独立して飛翔を始めると推察された。また、母親が子育て期に大きく体重を減らす可能性が示唆された。

キーワード：コウモリ、ヒナコウモリ科、コテングコウモリ、季節変動、体サイズの雌雄差、繁殖時期

1. はじめに

同一種内でも個体サイズには性・齢(成長段階)・栄養状態・繁殖段階・地域などによって違いがあり、体重についてはさらに同一個体でも採食や休息などの日周活動に伴う日内変動や季節に伴う年内変動がある。こうした違い・変動の実態を知ることは生物の生活史の理解に欠かせない。このため、野生動物調査において捕獲個体のサイズ測定は必須項目となっている。しかし、場所も季節も異なる調査で得られたデータの比較は難しい。

コウモリ類によるねぐら利用に関する調査のため、北海道札幌市南部に位置する森林において捕獲を7年間、春から秋にかけて行った。コウモリの捕獲調査は各地で行われているが、洞穴性のコウモリを除いて、本調査のように同じ場所で長期間にわたり捕獲個体のデータを取得・蓄積した例は世界的に見ても少ない(Rughetti and Toffoli 2014, Dalhoumi et al. 2016)。本研究資料では、この定点捕獲調査のデータを整理し、これから何が読み取れるのかの検討を行った。明らかにした調査の問題点も含めて以下紹介したい。

2. 方法

コウモリの捕獲は、札幌市南部に位置する森林総合研究所北海道支所の羊ヶ丘実験林内(北緯42.985度、東経141.390度、面積145 ha、標高115-261 m)で、6月から10月にかけて7年間(2004-2010年)に194回行った(Fig.1)。捕獲にはカスミ網(幅5 m、高さ4 m、東京戸帳、東京)とハープトラップ(バンク数2、捕獲面

積2.4 m x 1.8 m、Faunatech and Austbat社、Australia)の両方を用いた。捕獲は日没後2時間から4時間行った。捕獲には環境省の許可を得た(許可番号:2004; 21-0051, 2005; 02-0038, 2006; 21-0036, 2007; 02-0072, 2008; 02-0021, 2009; 02-0084, 2010; 21-22-0001)。

捕獲個体については種の同定、性判定、体重および前腕長の測定を行った。体重測定にはデジタル式重量計(精度±0.1 g)、前腕長測定にはデジタルノギス(精度±0.01 mm)を用いた。すべての個体には個体識別用のアルミニウム製リングを付け、処理後速やかに捕獲現場で放逐を行った。一部の個体にはテレメトリ調査用電波発信機を装着した。

6月から7月にかけて腹部に膨らみが認められたメス個体には触診により妊娠判定を行った。7月から8月にかけてのメス個体については乳首の露出を試み、周囲の毛の状態で授乳痕の有無の判定を行った。7月末から9月初めにかけての捕獲個体の一部については指骨関節部の骨化の程度による齢判定(Racey 1974)も行った。

体重・前腕長の雌雄差についてはWilcoxonの順位和検定を行った。雌雄差が認められた場合は平均値の雌雄比を計算した。また、3次の計測値である体積に比例する体重については、前腕長との比較のために3乗根を併せて計算した(Ralls 1976)。体重については季節変動をグラフで検討した。季節変動の大きいコテングコウモリの体重については傾向を明確にするためCubic Spline法によりデータに良く適合する曲線の当てはめを行った。また、体重が比較的安定している期

原稿受付：平成30年5月23日 原稿受理：平成31年4月1日

1) 森林総合研究所 北海道支所

* 森林総合研究所 北海道支所 〒062-8516 札幌市豊平区羊ヶ丘7番地

間に限定した雌雄差の検定も行なった。捕獲の多かった種については種別・雌雄別にグラフ化した。その他の種についてはまとめてグラフ化した。グラフ化にはエクセルを用いた。順位和検定には R 3.4.4 (R Core Team 2018) とそのパッケージである exactRankTests (Hothorn and Hornik 2017) を用いた。Cubic Spline 法による曲線の当てはめには R 3.4.4 本体付属の機能を用いた。

3. 結果

以下本節では、ことばの反復を避けて読みやすくするため、和種名後半の「コウモリ」は省き、対応する

英俗名・学名・科・図表中で用いる略称は Table 1 に示した。

3.1 捕獲結果の概要

194 回の捕獲作業のうち約 2/3 に当たる 130 回で捕獲実績があり (Fig. 1)、2 科 6 種のコウモリがのべ 285 頭捕獲された (Table 2)。このうち、コテングが全体の約 70%、ヒメホオヒゲが約 20% で、他 4 種ではカグヤが約 60% を占めた (Fig. 2a)。一回捕獲作業あたりの捕獲数はコテングが約 1.1 頭、全種含めて約 1.5 頭だった (Table 2)。

Table 1. Species of bats captured in the Hitsujigaoka Experimental Forest during 2004-2010 (in the order of #captures).

Vernacular name	Scientific name	Family	Name in Japanese	Acronym
1 Ussurian tube-nosed bat	<i>Murina ussuriensis</i>	Vespertilionidae	コテングコウモリ	Mu
2 Ikonnikov's whiskered bat	<i>Myotis ikonnikovi</i>	Vespertilionidae	ヒメホオヒゲコウモリ	Mi
3 Long-legged whiskered bat	<i>Myotis frater</i>	Vespertilionidae	カグヤコウモリ	Mf
4 Little Japanese horseshoe bat	<i>Rhinolophus cornutus</i>	Rhinolophidae	コキクガシラコウモリ	Rc
5 Tube-nosed bat	<i>Murina hilgendorfi</i>	Vespertilionidae	テングコウモリ	Mh
6 Japanese large-footed bat	<i>Myotis macrodactylus</i>	Vespertilionidae	モモジロコウモリ	Mm

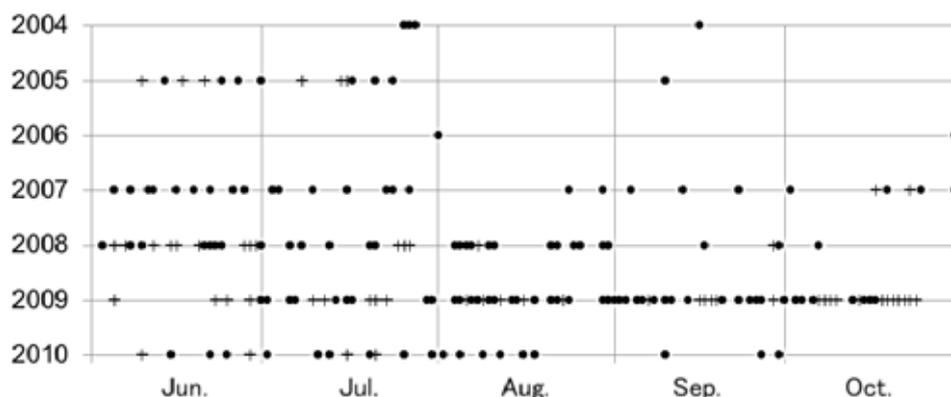


Fig. 1. 北海道札幌市羊ヶ丘実験林におけるコウモリ捕獲作業日 (+) と捕獲実績日 (●) Days of survey (+) and days with captures (●) in the Hitsujigaoka Experimental Forest, Sapporo, Hokkaido.

Table 2. Capture efforts and the number of captures of each species in each year.

Year	#Days of efforts	#Days with captures	#Captures						Total
			Mu	Mi	Mf	Rc	Mh	Mm	
2004	4	4	9	3					12
2005	14	8	22	5	2		1		30
2006	2	2	1				1		2
2007	29	25	34	15	3	2	3		57
2008	42	28	46	10	4				60
2009	77	45	73	12	3	2			90
2010	26	18	22	7	4			1	34
Total	194	130	207	52	16	5	4	1	285
Percentage in total captures			73%	18%	6%	2%	1%	0%	100%
#Captures per day of efforts			1.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0	1.5

Table 3. Bats captured during 2004-2010 in the Hitsujigaoka Experimental Forest, Sapporo, Hokkaido, Japan.

No.	Species	#Individuals with different number of captures					Total number of individuals	Number of captures	Number of recaptures	Number of individuals recaptured	Number of Measurements	
		1 time	2 times	3 times	4 times	5 times					Body mass	Forearm length
1	Mu	120	19	6	4	3	152	207	55	32	199	182
2	Mi	41	4	1			46	52	6	5	50	50
3	Mf	14	1				15	16	1	1	16	16
4	Rc	3	1				4	5	1	1	5	5
5	Mh				1		1	4	3	1	3	2
6	Mm	1					1	1	0	0	1	1
Total		179	25	7	5	3	219	285	66	40	274	256

Sex												
F	Mu	69	12	5	4	2	92	134	42	23	129	117
M	Mu	51	7	1		1	60	73	13	9	70	65
F	Mi	24	2	1			27	31	4	3	30	30
M	Mi	17	2				19	21	2	2	20	20
F	Mf	12	1				13	14	1	1	14	14
M	Mf	2					2	2	0	0	2	2
F	Rc	2	1				3	4	1	1	4	4
M	Rc	1					1	1	0	0	1	1
F	Mh											
M	Mh				1		1	4	3	1	3	2
F	Mm											
M	Mm	1					1	1	0	0	1	1
F	All	107	16	6	4	2	135	183	48	28	177	165
M	species	72	9	1	1	1	84	102	18	12	97	91

捕獲が1回しかなかったモモジロを除く5種で同一個体の再捕獲があった。テングは足掛け3年間に4回捕獲されたが、すべて同じ個体だった。コテングでは個体の約20%に再捕獲があり、のべ捕獲数の約30%が再捕獲だった。ヒメホオヒゲは個体の約10%に再捕獲があり、のべ捕獲数でも約10%が再捕獲、カグヤでは6-7%が再捕獲だった (Fig. 2b)。再捕獲の割合はメスが高い傾向にあった (Fig. 2b)。同一個体捕獲数は最大で5回 (再捕獲数4回) だった (Table 3)。再捕獲の場合、体重・前腕長の計測を省略したことがあった (Table 3)。

個体の内訳でものべ数でも捕獲に占める割合はメスが高く、コテングやヒメホオヒゲで約6割、カグヤでは約90%だった (Fig. 2c)。

3.2 体重・前腕長の雌雄差

コテングは体重と前腕長両方で明確な雌雄差 (体重: メス平均 6.4 g、オス平均 5.5 g; $p < 0.0001$; 前腕長: メス平均 31.7 mm、オス平均 30.3 mm; $p < 0.0001$) が認められた (Fig. 3)。ともにメスの方がオスより大きく、平均値のメス/オス比は前腕長で105%、体重は117% (3乗根: 105%) だった。体重については、雌雄ともに変動が少なかった8月15日から9月30日までの期間に限定しても明確な雌雄差 (メス平均 6.2 g、 $n=42$; オス平均 5.5 g、 $n=27$; $p < 0.0001$) があり、平均値のメス/オス比は113% (3乗根: 104%) だった。

ヒメホオヒゲでは体重に明確な雌雄差が認められた (メス平均 5.2 g、オス平均 6.0 g; $p < 0.0001$)。コテングとは逆にオスの方がメスより大きく、平均値のオス/メス比は116% (3乗根: 105%) だった。前腕長に雌雄差は認められなかった ($p > 0.9$)。カグヤ・コキクガシラ・テング・モモジロの4種についてはデータ数が不十分なため検定を行わなかった (Table 3)。

3.3 体重の季節変動

3.3.1 コテングコウモリ

メスに大きな季節変動が観察された (Fig. 4a)。6月中には増加傾向にあって7月初めに最大となり、8月初めには最低となった。8月中旬から9月末にかけては顕著な変動は認められず、10月にはデータが得られなかった。オスでは6月から9月にかけて大きな変動はなかったが、10月にはやや増加の傾向が認められた (Fig. 4b)。雌雄差はメスの体重に落ち込みがあった8月上旬を除いてどの季節でも観察された。

3.3.2 ヒメホオヒゲコウモリ

雌雄それぞれ明確な季節変動は認められなかった (Fig. 5)。体重の雌雄差は、季節にかかわらず、観察された。

3.3.3 その他の4種

季節変動の傾向を読み取るにはデータ数が少なく、

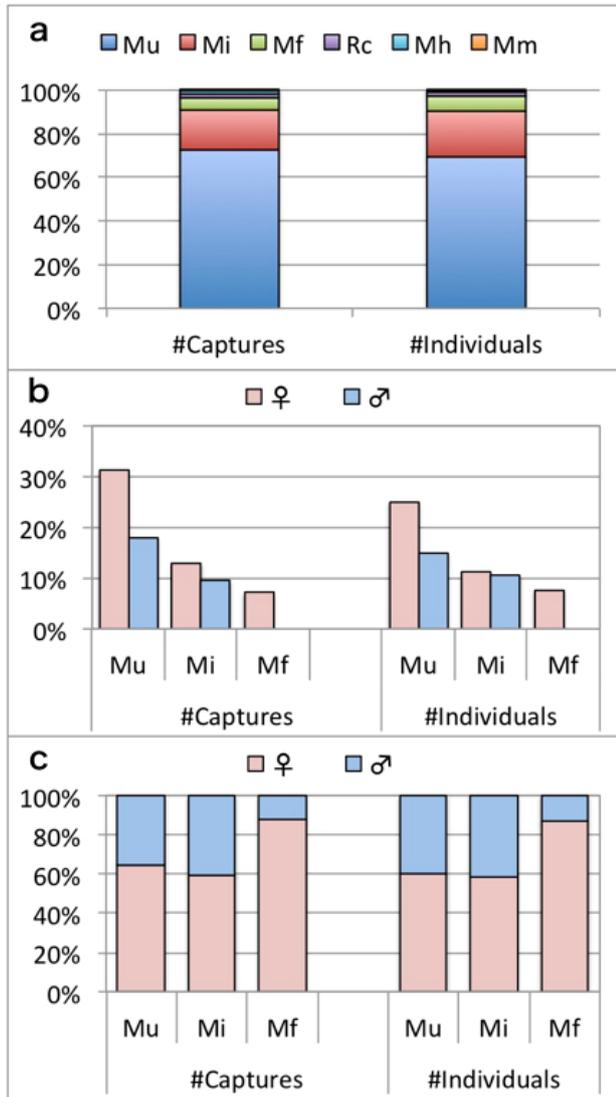


Fig. 2. 北海道札幌市羊ヶ丘実験林におけるコウモリ捕獲調査結果の概要
Summary of the results of bat-capture surveys in the Hitsujigaoka Experimental Forest, Sapporo, Hokkaido.
 a) のべ捕獲数と捕獲個体数における種別割合。b) 主要3種雌雄別の、のべ捕獲数に対するのべ再捕獲数の割合、および捕獲個体数に対する再捕獲個体数の割合。c) のべ捕獲数に占める雌雄の割合、および再捕獲個体に占める雌雄の割合。
 a) The proportion of each species in the numbers of total captures and in the numbers of captured individuals. b) The proportion of recaptures in the number of total captures and in the number of captured individuals for the males and females of the three dominant species. c) The proportion of males and females in the number of total captures and in the number of captured individuals for three dominant species.

また、捕獲の時期が限定されていた (Fig. 6)。カグヤは9月以降の捕獲がなく、オスに限れば6月下旬と7月初めに捕獲された2個体のみだった。コキクは9月下旬以降にのみ捕獲された。テングは2005年7月と

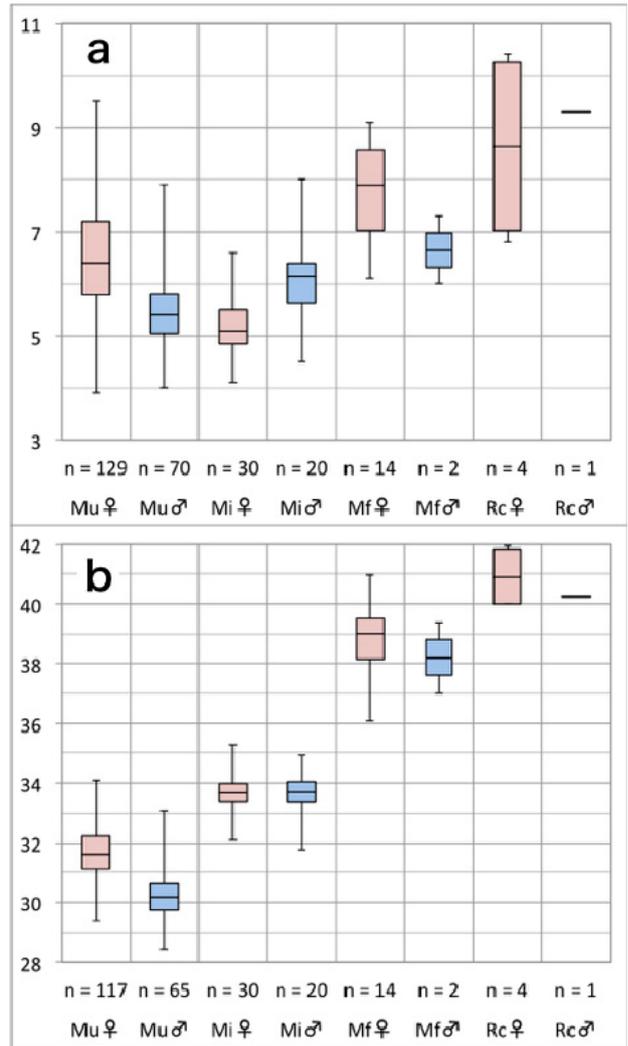


Fig. 3. 主要捕獲4種の雌雄別の体重と前腕長
Body mass and forearm length for males and females in the four dominant species.
 箱ひげ図の横線は四分位数を表す。
 a) 体重 (g); b) 前腕長 (mm).
 The horizontal bars in the box-and-whisker plots indicate the quartiles of measurements.
 a) Body mass in gram; b) Forearm length in mm.

2007年6・7月・8月に計4回捕獲があったが、すべて同じ個体で2007年8月捕獲時は体重測定を行わなかった。モモジロは1回の捕獲にとどまった。

4. 考察

哺乳類で体サイズに雌雄差がある場合はオスがメスより大きいのが一般的とされる。しかし、コウモリでは逆にメスがオスより大きい例が多いとされ (Ralls 1976, Lindenfors et al. 2007)、特にヒナコウモリ科 Vespertilionidae については多くの種で報告がある (たとえば、Myers 1978, Williams and Findley 1979, Lisón et al. 2014, Dalhousi et al. 2016)。この逆転現象を引き起こす要因については産子数との関係や繁殖期のメスの体温維持との関係などが指摘されている (Myers

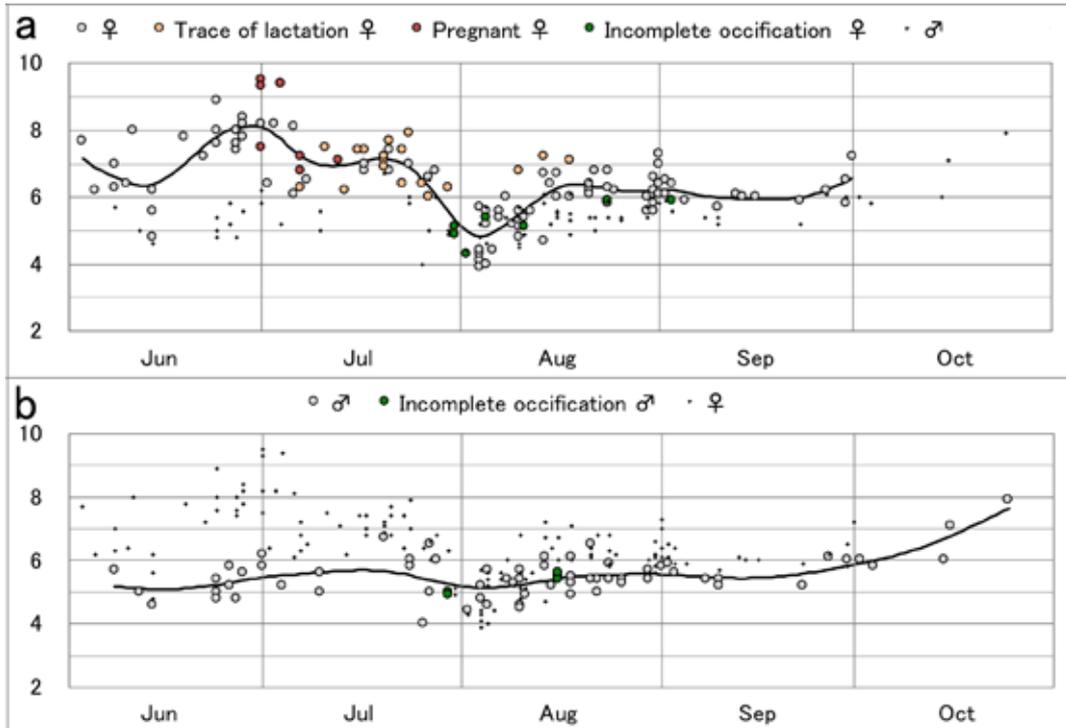


Fig. 4. 捕獲されたコテングコウモリの体重の季節変動

Seasonal changes in the body mass of *Murina ussuriensis* captured.

a) メス ; b) オス. Trace of Lactation は授乳痕が認められ、授乳中あるいは授乳を行っていたと判断された個体、Incomplete ossification は指骨関節の骨化未了で当歳子と判断された個体。
a) Females; b) Males.

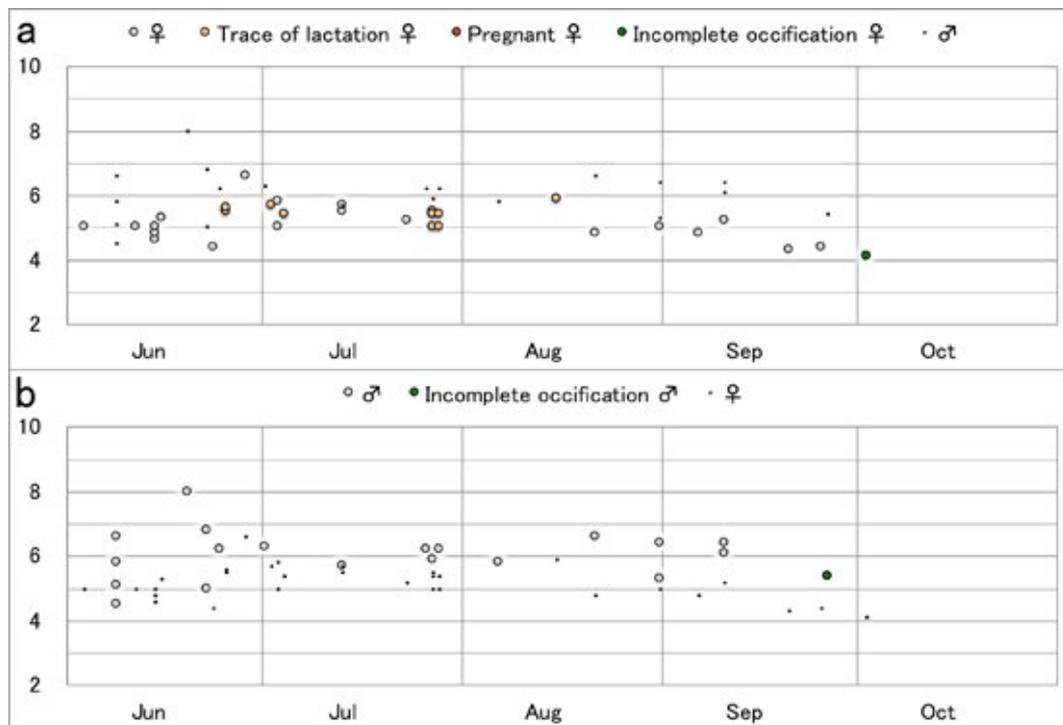


Fig. 5. 捕獲されたヒメホオヒゲコウモリの体重の季節変動

Seasonal changes in the body mass of *Myotis ikonnikovi* captured.

a) メス ; b) オス. Trace of Lactation は授乳痕が認められ、授乳中あるいは授乳を行っていたと判断された個体、Incomplete ossification は指骨関節の骨化未了で当歳子と判断された個体。
a) Females; b) Males.

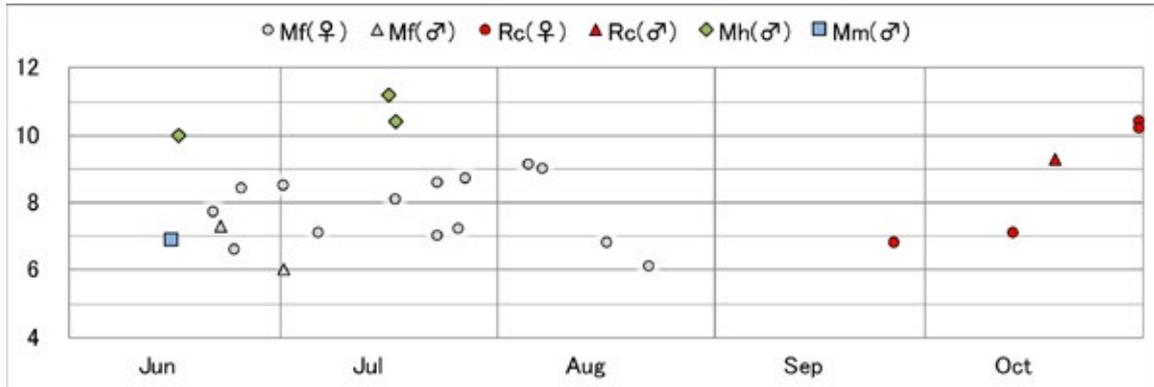


Fig. 6. 捕獲されたコウモリ4種（カグヤコウモリ、コキクガシラコウモリ、テングコウモリ、モモジロコウモリ）の体重
Body mass of four species of bats captured (*Myotis frater*, *Rhinolophus cornutus*, *Murina hilgendorfi*, and *Myotis macrodactylus*).

1978, Williams and Findley 1979) が、まだ定説はない。本研究で認められたコテンゴコウモリの雌雄差は体重・前腕長ともにコウモリに多い傾向と一致した。しかし、ヒメホオヒゲコウモリは前腕長では明確な雌雄差が認められず、体重ではコウモリに多い傾向とは逆の結果を示した。これが何を意味するか、今後、検討が必要であろう。また、体重と前腕長の雌雄差が対応しなかったヒメホオヒゲコウモリの例は、外部計測値をすべて同一傾向にあると想定してはならず、雌雄差の有無は部位ごとに個別に把握・考察する必要があることを示唆している。同じことは頭骨など内部計測値と外部計測値の間でも言えよう。

コテンゴコウモリではメスの体重に大きな季節変動があった。しかし、メスの体重が落ち込む8月上旬を除いて、季節を問わず明確な雌雄差が認められた (Fig. 4)。6月から7月にかけての体重の増加と減少は妊娠・出産に関係するものと思われた。こうした変動を考慮して、体重が比較的安定している8月15日から9月30日までの期間に限定して比較してもメスはオスより重かった。この雌雄差はヒナコウモリ科の中でもきわめて大きい部類に入る (Myers 1978, Williams and Findley 1979)。体重は繁殖・子育てだけではなく、さまざまな環境条件の影響を受けて変動するため、通常、雌雄差の検討にはあまり利用されない。しかし、今回の調査は同一場所で蓄積されたデータにより、季節変動を考慮したとしても、体重に大きな雌雄差があることを明確にした点で意義がある。

コテンゴコウモリの捕獲メス個体の8月上旬の体重低下には二つの要因の関係が考えられる。一つは当歳仔の新規加入、もう一つは出産・子育てに伴う繁殖メスの体重減少である。白杵 (1965) は1964年6月2日、新潟県十日町市において2仔を抱えて飛んでいるコテンゴコウモリメスの記録を報告したが、体重1.6gと1.8gの2仔を抱えたこのメスの体重は4.7gだった (前腕長は32.2 mm)。自らの体重の7割を超える負荷を抱

えて飛行できることは驚異的だが、ここで注目されるのはこのメスの体重が今回の調査で8月上旬に捕獲されたメス個体の低めの体重に相当することである。8月上旬に限って繁殖メスが捕獲されなかったとの想定は難しく、今回の結果は、当歳仔が体重4g程度で独立して飛行を始めることに加えて、子育てを終えたメスの体重が5g前後の水準まで落ち込む可能性を示唆している。本調査においては体重が軽いだけで当歳仔と判断した場合があったが、中に出産子育て後のメスが含まれていた可能性がある。今後の調査においては、体重とは独立に指骨関節の骨化の有無あるいは歯の摩耗状態などを慎重に見極めて当歳仔かどうかの判断を行う必要がある。

捕獲メスの体重変動は、本調査地でのコテンゴコウモリの出産・子育てが7月に行われていることを示している。この時期は鹿児島・高知・新潟の報告例 (白杵 1965, 谷岡 2016, 船越ら 2009) と比べて一ヶ月ほど、広島からの報告例 (湯川 1966) と比べて半月ほど遅く、岩手からの報告例 (遠藤 1961) に近い。7月中のメスの体重減少が2段階になっている理由は明確ではないが、考えられる可能性の一つは、出産に伴う体重減少、そして子育て後期に授乳などの負担増加による体重減少である。体重9g超の妊娠判定個体がいる一方で、7g前後の妊娠判定個体があった理由は明確ではないが、妊娠判定が正しいとすれば、この体重差は胎児数の違いを示している可能性がある。コテンゴコウモリの胎児数は1~2頭が報告されている (前田 1979)。

ヒメホオヒゲコウモリのメスの体重には、コテンゴコウモリでみられたような顕著な季節変動は認められなかった。わずかではあるが、授乳痕が認められた個体もいたため、当調査地には繁殖集団がいなかったという想定は難しい。捕獲数が多ければ季節的な変動が認められるのか、今後、捕獲数の多い土地で同様の調査が行われ、明らかにされることを期待したい。体重

は季節を通してオスがメスより大きい傾向にあり、コテングコウモリの雌雄差との逆転現象は、コウモリにおける雌雄差の理由を探る上で重要な手がかりとなるかもしれない。

カグヤコウモリのメスの体重については顕著な季節変動は認められなかったが、検討には時季別にもっと多くのデータが必要である。コキクガシラコウモリにおける捕獲時季の偏りは、晩秋にのみこの調査地が利用されていたことを意味すると思われる。これは、コキクガシラコウモリの生息地利用や分布域の季節変動の一端を示している可能性がある。

今回の調査では、妊娠個体の判定、授乳痕（乳首周りの毛の有無）の確認、前腕指骨関節の骨化の判定については、統一的には行われなかった。妊娠については妊娠の前後期、また1仔か2仔かで触診判定の容易さが異なる。授乳痕の判定は乳首の露出に成功しない場合も多く、その場合のすべてで授乳痕がなかったとは言いきれない。同様に、指骨関節骨化の判定では判定技術が未熟で判断に迷う場合も多かった。さらに、体重の軽さや皮膚のつやから若いと判断して骨化の判定を行わなかったこともあったが、その中には先に論じたように子育て中の繁殖メスが含まれていた可能性がある。以上のことから、図に妊娠、授乳痕あり、骨化未了として示した個体以外にも、それぞれに該当した個体があった可能性が高い。今後、こうした判定にあたっては、他の計測・判定結果が判断に影響しないように、それぞれの判定を独立して厳密に手続きを定めて行う必要がある。

すでに見たように、本調査のような定点捕獲調査では時期別の体重変動が把握できるため、これまで議論から外されがちだった体重に基づいた雌雄差の検討が可能になる。また、コウモリでは母親に対する胎児重量が20%から50%ときわめて高い（Myers 1978）ことから、メスの体重変動の把握は各地の出産・子育て時期を探る上でも大きな手がかりになる。以上が定点捕獲調査の大きな利点と言えよう。一方、各地で行われている捕獲調査の結果をその土地のコウモリの季節変動の1断面として捉えて、近隣各地の捕獲調査データを束ねて時季別に注意深く分析すれば、新たな情報が得られる可能性もある。これまで活かしきれなかった各地の捕獲調査データの掘り起こし・分析もコウモリの生活史解明のためには有用と考えられる。

謝 辞

飯田玲奈氏には捕獲調査で多大な助力をいただいた。河合久仁子氏、福井大氏には技術的な指導をいただいた他、調査でお手伝いいただいた。匿名の二人の査読者には丁寧なコメントを頂いた。感謝したい。本研究の一部（2008-2010）は日本学術振興会の科学研究費補助金（課題番号 JP20380094）によって行われた。

引用文献

- Dalhousi, R., Aissa, P. and Aulagnier, S. (2016) Seasonal variations of sexual size dimorphism in two Mediterranean bat species from Tunisia: the Kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*) and the Isabelline serotine (*Epitesicus isabellinus*). *Folia Zool.* 65, 157-163.
- 遠藤 公男 (1961) コテングコウモリの繁殖例と飛翔習性. 哺乳類動物学雑誌, 2, 1-1.
- 船越 公威・長岡 研太・竹山 光平・犬童 まどか (2009) コテングコウモリ *Murina ussuriensis* におけるアカメガシワトラップのねぐら利用と繁殖生態. 哺乳類科学, 49, 245-256.
- Hothorn, T. and Hornik, K. (2017) exactRankTests: Exact Distributions for Rank and Permutation Tests. R package version 0.8-29. <https://CRAN.R-project.org/package=exactRankTests>
- Lindenfors, P., Gittleman, J. L. and Jones, K. E. (2007) Sexual size dimorphism in mammals. In: Fairbairn, D. J., Blanckenhorn, W. U. and Székely, T. (Eds): Sex, Size, and Gender Roles: Evolutionary Studies of Sexual Size Dimorphism, pp. 16-26. Oxford University Press, Oxford.
- Lisón, F., Haz, A., González-Revelles, C. and Calvo, J. F. (2014) Sexual size dimorphism in great mouse-eared bat *Myotis myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae) from a Mediterranean region. *Acta Zoologica*, 95, 137-143.
- 前田 喜四雄 (1979) 日本の哺乳類 (16) 翼手目テングコウモリ属コテングコウモリ. 哺乳類科学, 19, 1-16.
- Myers, P. (1978) Sexual Dimorphism in Size of Vespertilionid Bats. *The American Naturalist*. 112, 701-711.
- Racey, P. A. (1974) Ageing and assessment of reproductive status of Pipistrelle bats, *Pipistrellus pipistrellus*. *J. Zool.*, 173, 264-271.
- Ralls, K. (1976) Mammals in which females are larger than males. *Q. Rev. Biol.*, 51, 245-276.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rughetti, M. and Toffoli, R. (2014) Sex-specific seasonal change in body mass in two species of vespertilionid bats. *Acta Chiropterologica*, 16, 149-155.
- 谷岡 仁 (2016) コテングコウモリ *Murina ussuriensis* による模擬枯葉のねぐら利用と繁殖. 哺乳類科学, 56, 167-177.
- 白杵 秀昭 (1965) コテングコウモリを入手. 哺乳類学雑誌, 2, 145-145.
- Williams D. F. and Findley J. S. (1979) Sexual size dimorphism in vespertilionid bats. *Am. Midl. Nat.* 102, 113-127.
- 湯川 仁 (1966) コテングコウモリの繁殖例と習性知見. 哺乳類動物学雑誌, 10, 11-13.

Sexual size dimorphism and seasonal changes in the body size of bats captured in Hitsujigaoka, Sapporo, Hokkaido, Japan.

Hirofumi HIRAKAWA^{1)*}

Abstract

I conducted bat-capture surveys for seven consecutive years (2004 - 2010) in a forest located in the south of Sapporo, Hokkaido. A total of 285 bats of six species, including *Murina ussuriensis* and *Myotis ikonnikovi*, were captured in 194 capture nights. Distinct sexual size dimorphism was observed in the body mass and forearm length of *M. ussuriensis*; females were larger than males. Distinct sexual size dimorphism was also observed in the body mass of *M. ikonnikovi*; however, the direction was opposite: males were larger than females. The body mass of female *M. ussuriensis* showed noticeable seasonal changes. It indicated that at the study site the parturition and nursing young occurred during July and that the young of the year began flying at the beginning of August. It also suggested the possibility that mother bats remarkably reduce body mass during the latter part of nursing period.

Key words: bats, *Myotis ikonnikovi*, *Murina ussuriensis*, reproductive stages, seasonal changes, sexual size dimorphisms, Vespertilionidae

Received 23 May 2018, Accepted 1 April 2019

1) Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; e-mail: hiroh@affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

森林総合研究所四国支所構内の野生植物目録－2019年改訂版

酒井 敦^{1)*}

要旨

暖温帯の低山丘陵地に位置する森林総合研究所四国支所に自生する維管束植物のフロラを調べ、2006年に作成した植物目録をAPG III分類体系に基づいて改訂した。その結果、110科277属360種(シダ植物38種、裸子植物6種、被子植物316種)が記載された。前回の植物目録に加え39種(シダ植物10種、裸子植物3種、被子植物26種)が新たに記載された。常緑性のシダ(ヤブソテツ等)や常緑性の木本(ホルトノキ等)など耐陰性の高い植物や、逆に攪乱に適応した草本類(オニノゲシ等)が新たに記載された。実験林や樹木園の林分構造の発達や、実験林の改植による支所構内の環境変化に応じてフロラも変化していると考えられる。

キーワード：維管束植物、フロラ、APG分類体系、環境変化

1. はじめに

特定の地域の植物相(フロラ)を調査し記録しておくことは、植物の地理分布を知る基礎資料として、また特定の地域の人為的な影響の強さを示す指標として重要である。筆者は森林総合研究所四国支所構内の野生植物相を調査し、2006年に植物目録を発表した(酒井2006)。その後も四国支所構内で植物を探索し、未記載の種があると記録してきた。また近年では、分子系統学に基づいた植物の分類体系(The Angiosperm Phylogeny Group 2009)が主流となり、論文に記載する科名や学名も最新の科学的知見に即する必要がある。そこで、記載種を追加するとともに新しい分類体系に基づいて植物目録を改訂した。

2. 調査地および調査方法

森林総合研究所四国支所(以下「四国支所」とする)は高知市南西部の丘陵地に位置し(北緯33°32′09″、東経133°28′54″、標高50m)、敷地面積は7.4haである。四国支所構内の気象観測データによると、過去10年間(2007年～2016年)の年平均気温は16.5℃、年平均降水量は2,741mmであり、気候帯は暖温帯にあたる。

四国支所の前身である林業試験場四国支場が高知市の中心街から移転してきた1964年当時、支所の敷地は竹林や段々畑が広がっていたが、ここにスギ、ヒノキをはじめ、外国産樹種を含む多くの樹種が植栽され、実験林や樹木園が整備された(大黒1998)。前回の植物目録が作成された2006年以降、南斜面を中心に約1.5haの実験林が伐採され、針葉樹(スギ、ヒノキ)や広葉樹が植栽された。2014年には台風が接近し、実験林

に軽微な風倒被害が生じた(酒井ら2015)。四国支所の建物の周辺や歩道周辺では毎年3回程度草刈りが行われている。現在では実験林、樹木園などの林床や林縁、新植地、苗木生産のための苗畑、建物周辺の草地、歩道脇など野生植物にとって様々なハビタットが存在している。なお、四国支所の周辺では近年大規模な土地利用変化はないものの田畑の宅地化が徐々に進んでいる。

2011年3月から2019年2月にかけて、建築面積を除いた約7.2haの四国支所構内を歩いて探索し、前回作成した植物目録(酒井2006)に記載のない野生の維管束植物種を見つけるたびに記録した。なお、植栽した樹木や園芸植物は対象外とし、植栽した植物から逸出して個体数が増えているものは調査対象とした。前回の植物目録と追加した植物種を合わせ、APG III分類体系(The Angiosperm Phylogeny Group 2009)に従った植物目録を作成した(付表)。各種の相対的な出現頻度を3区分し、当該種のアビタット(林縁、草地など)を探索すれば1分以内で観察できるような種を「頻出」とし、これまでの調査で調査者が数個体または数個体群しか観察していない種を「希少」と記した(付表)。

3. 結果および考察

四国支所の構内から110科277属360種(変種、亜種、雑種含む)の維管束植物が記録された。このうち、シダ植物は17科30属38種、裸子植物は4科5属6種、被子植物は89科242属316種だった。種子植物を生活型によって区分すると、常緑高木(亜高木を含む)は38種、落葉高木(亜高木を含む)は31種、常緑低木は15種、

原稿受付：平成31年3月7日 原稿受理：平成31年4月2日

1) 森林総合研究所 四国支所

* 森林総合研究所 四国支所 〒780-8077 高知市朝倉西町2-915

落葉低木は 20 種、常緑矮性低木は 5 種、落葉矮性低木は 5 種、常緑性木本つる植物は 4 種、落葉性木本つる植物は 15 種、多年生草本は 114 種（うち 12 種はつる植物）、一年生草本（越年草を含む）は 75 種（うち 6 種はつる植物）だった。高知市周辺に野生の分布が認められず、植栽木や園芸植物から逸出したと考えられる植物は 26 種あり、帰化植物は 36 種あった。酒井（2006）に記載されていたナンブスズは、2009 年に出版された高知県植物誌（高知県・高知県牧野記念財団 2009）では高知県での分布がないため、あらためて標本を採取して検討した結果、種名をケネザサとした。また、高知県植物誌の見解に従い、カノコユリはタキユリに、タカサゴユリはシンテッポウユリに種名を変更した。

改訂前の植物目録に加え、シダ植物 10 種（トウゲシバ、ヒカゲノカズラ、マツバラン、イワガネゼンマイ、シシラン、クルマシダ、コハシゴシダ、ヌカイタチシダ、ヤブソテツ、タマシダ）、裸子植物 3 種（アカマツ、スラッシュマツ、イヌマキ）、被子植物 26 種が新たに記載された。被子植物のうち（亜）高木種は 11 種（オガタマノキ、カナクギノキ、イスノキ、ネムノキ、リンボク、ツクバネガシ、ホルトノキ、クロガネモチ、モチノキ、タラヨウ、アオハダ）、（矮性）低木種は 5 種（センリョウ、イソノキ、カンコノキ、シャシャンボ、コバナガマズミ）、多年生草本は 7 種（アマナ、キンラン、コキンバイザサ、ハナミョウガ、タチスズメノヒエ、コバナノワレモコウ、アゼオトギリ）、一年生（越年生）草本は 3 種（ママコノシリヌグイ、マルバルコウ、オニノゲシ）あり、逸出と考えられたのが 1 種（ホルトノキ）、帰化植物が 4 種（タチスズメノヒエと一年生および越年生草本すべて）あった。

新たに記載された 39 種には前回の調査で見落とししたものも含まれると考えられるが、四国支所ではここ 10 年余で実験林の改植が行われて裸地が広がり、攪乱に適応した帰化植物等が定着する機会が増えている。そのためママコノシリヌグイやマルバルコウ、オニノゲシなどの帰化植物は新規に加入した可能性がある。また、四国支所構内で定点観測しているヒノキ人工林では林床に常緑樹（イヌマキ、リンボク、クロガネモチ、タラヨウ）やシダ植物（シシラン、クルマシダ、コハシゴシダ）など、酒井（2006）に記載がなかった植物が新たに見つかった（酒井・稲垣 2018）。実験林や樹木園では時間の経過に伴い林分構造が発達するとともに、間伐や台風による小規模な攪乱（酒井ら 2015）を受けて一時的に明るくなったことで、林床にシダや常緑広葉樹が侵入しやすい環境になっていると考えられる。四国支所構内の環境は絶えず変化しており、植物相もそれに応じて変化していると考えられ、今後も記録を続けていくことが必要である。

謝 辞

森林総合研究所四国支所元職員の溝渕照江さん、元非常勤職員の山ノ内崇志博士、世木田和也さんには植物の探索を手伝って頂いた。また、伊藤武治博士には植物目録の作成と校正を手伝って頂いた。ここに記して感謝申し上げます。

引用文献

- The Angiosperm Phylogeny Group (2009) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161(2), 105-121.
- 高知県・高知県牧野記念財団（2009）高知県植物誌. 高知県. 844pp.
- 大黒 正（1998）四国支所樹木園リスト（森林総合研究所四国支所 50 周年記念誌, 森林総合研究所四国支所, 高知). 41-44.
- 酒井 敦（2006）森林総合研究所四国支所構内の野生植物目録. 森林総合研究所研究報告, 5(4), 299-310.
- 酒井 敦・稲垣 善之（2018）四国支所の壮齢人工林における林床植生の変化. 森林総合研究所四国支所年報, 59, 24-25.
- 酒井 敦・宮本 和樹・弘田 孝行・根本 成雄（2015）2014 年 8 月の台風による四国支所実験林の風倒被害. 森林総合研究所四国支所年報, 56, 39-40.

参考文献

- 海老原 淳（2016）日本産シダ植物標準図鑑 1. 学研, 475 pp.
- 海老原 淳（2017）日本産シダ植物標準図鑑 2. 学研, 508 pp.
- 大橋 広好・門田 裕一・邑田 仁・米倉 浩司・木原 浩（編）（2015）改訂新版 日本の野生植物 第 1 巻. 平凡社, 391 pp.
- 大橋 広好・門田 裕一・邑田 仁・米倉 浩司・木原 浩（編）（2016a）改訂新版 日本の野生植物 第 2 巻. 平凡社, 381 pp.
- 大橋 広好・門田 裕一・邑田 仁・米倉 浩司・木原 浩（編）（2016b）改訂新版 日本の野生植物 第 3 巻. 平凡社, 338 pp.
- 大橋 広好・門田 裕一・邑田 仁・米倉 浩司・木原 浩（編）（2017a）改訂新版 日本の野生植物 第 4 巻. 平凡社, 348 pp.
- 大橋 広好・門田 裕一・邑田 仁・米倉 浩司・木原 浩（編）（2017b）改訂新版 日本の野生植物 第 5 巻. 平凡社, 474 pp.
- 米倉 浩司・梶田 忠（2003）BG Plants 和名－学名インデックス (YList), <http://ylist.info>. (2019 年 2 月 28 日に参照)

付表 森林総合研究所四国支所構内の野生植物目録－2019年改訂版

Appendix. Flora list of wild plants in Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute - 2019 revised edition

凡例 Explanatory note

- シダ植物の和名・学名および科・属の配列は「日本産シダ植物標準図鑑」(海老原 2016, 2017) に従った。
Nomenclature, Japanese name of the ferns and arrangement of the family follows Ebihara (2016, 2017).
- 種子植物の和名・学名および科・属の配列は「改訂新版日本の野生植物」(大橋ら 2015, 2016a, 2016b, 2017a, 2017b) に従った。
Nomenclature, Japanese name of the seed plants and arrangement of the family follows “Wild flowers of Japan” (Ohashi *et al.*, 2015, 2016a, 2016b, 2017a, 2017b).
- 上記文献に記載のない帰化植物や導入植物の学名は、米倉・梶田 (2003) に従った。
Scientific name of the naturalized plants or the introduced plants which are not found in the above encyclopedias follows Yonekura and Kajita (2003).
- 各種の主な生息地を林内 (FF: forest floor)、林縁 (FE: forest edge)、道脇 (RS: roadside)、草地 (GL: grassland)、裸地 (苗畑含む) (BL: bare land) に分けて記載した。
Main habitats of the species are shown as follows: forest floor as “FF”, forest edge as “FE”, roadside as “RS”, grassland as “GL”, and bare land including nursery as “BL”.
- 出現頻度は3区分し、特に出現頻度が高いものは「F」(頻出 frequent)、出現頻度が特に低いものは「R」(希少 rare) と記し、それ以外は無記載とした。
Frequently founded species are noted as “F”, and rare species as “R”. Common species are no remarks.
- 明らかに導入植物から逸出したと判断されるものは「E」(逸出 escaped) と記した。また、帰化植物は「改訂新版日本の野生植物」および高知県・高知県牧野記念財団 (2009) の記載に従い「N」(帰化 naturalized) と記した。また、酒井ら (2006) から新たに記載された

種には「*」と記した。

- Species that obviously escaped from introduced trees or herbs are noted as “E”. Naturalized plants are noted as “N” following “Wild flowers of Japan” and Kochi Prefecture and Kochi Prefectural Makino Memorial Foundation (2009). Newly recorded species since Sakai *et al.* (2006) are marked as “*”.
- 植物の生活型は海老原 (2016, 2017) および「改訂新版日本の野生植物」の記載に従い、次のように記号で記した。
Life forms of the species follow “Wild flowers of Japan” and Ebihara (2016, 2017) as follows.

シダ植物 For ferns ;

- EG : evergreen 常緑性
EG (EP) : evergreen epiphytic 常緑性の着生シダ
SG : summer green 夏緑性
SG (V) : summer green (vine) 夏緑性つる
WG : winter green 冬緑性

種子植物 For seed plants ;

- ET : evergreen tree 常緑高木
ES : evergreen shrub 常緑低木
EDS : evergreen dwarf shrub 常緑矮性低木
DT : deciduous tree 落葉高木
DS : deciduous shrub 落葉低木
DDS : deciduous dwarf shrub 落葉矮性低木
EL : evergreen liana 常緑性木本つる
DL : deciduous liana 落葉性木本つる
PH : perennial herb 多年草
WA : winter annual herb 越年草
AH : annual herb 一年草
PH (V) : perennial herb (vine) 多年生つる草本
AH (V) : annual herb (vine) 一年生つる草本

生活型 Life form	科名・和名	Family name and scientific name	生息地 Habitat	備考 Remarks
	小葉植物	LYCOPHYTES		
	ヒカゲノカズラ科	Lycopodiaceae		
EG	ヒカゲノカズラ	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	FF	R, *
EG	ミズスギ	<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serm.	FF	R
EG	トウゲシバ	<i>Huperzia serrata</i> (Thunb.) Trevis.	FF	R, *
	真葉植物	EUPHYLLOPHYTES		
	シダ類	MONILIFORMOPSES		
	トクサ科	Equisetaceae		
SG	スギナ	<i>Equisetum arvense</i> L.	GL	F
	ハナヤスリ科	Ophioglossaceae		
WG	オオハナワラビ	<i>Botrychium japonicum</i> (Prantl) Underw.	FF	
	マツバラン科	Psilotaceae		
EG (EP)	マツバラン	<i>Psilotum nudum</i> (L.) P. Beauv.	FE	R, *
	ゼンマイ科	Osmundaceae		
SG	ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i> Thunb.	RS, GL	F
	ウラジロ科	Gleicheniaceae		
EG	ウラジロ	<i>Diplazium glaucum</i> (Houtt.) Nakai	FE, RS	
EG	コシダ	<i>Dicranopteris linearis</i> (Burm. f.) Underw.	FE, RS	F
	カニクサ科	Lygodiaceae		
SG (V)	カニクサ	<i>Lygodium japonicum</i> (Thunb.) Sw.	FE	
	ホングウシダ科	Lindsaeaceae		
EG	ホラシノブ	<i>Odontosoria chinensis</i> (L.) J. Sm.	FF	
	コバノイシカグマ科	Dennstaedtiaceae		
EG	フモトシダ	<i>Microlepia marginata</i> (Panzer ex Houtt.) C. Chr.	FF	
SG	ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) Á. Löve et D. Löve	RS, GL	
	イノモトソウ科	Pteridaceae		
EG	イワガネゼンマイ	<i>Coniogramme intermedia</i> Hieron.	FF	N
EG	アマクサシダ	<i>Pteris semipinnata</i> L.	FF	
EG (EP)	シシラン	<i>Haplopteris flexuosa</i> (Fée) E. H. Crane	FF	R, *
	チャセンシダ科	Aspleniaceae		
EG	クルマシダ	<i>Asplenium wrightii</i> D. C. Eaton ex Hook.	FF	R, *
	ヒメシダ科	Thelypteridaceae		
EG	ハシゴシダ	<i>Thelypteris glandulifera</i> (Kunze) Ching	FF	
EG	コハシゴシダ	<i>Thelypteris angustifrons</i> (Miq.) Ching	FF	R, *
EG	ホシダ	<i>Thelypteris acuminata</i> (Houtt.) C. V. Morton	RS, GL	F
	シシガシラ科	Blechnaceae		
EG	シシガシラ	<i>Blechnum niponicum</i> (Kunze) Makino	FF	R
	メシダ科	Athyriaceae		
EG (EP)	ヘラシダ	<i>Deparia lancea</i> (Thunb.) Fraser-Jenk.	FF	
EG	オニヒカゲワラビ	<i>Diplazium nipponicum</i> Tagawa	FF	
	オシダ科	Dryopteridaceae		
EG	クマワラビ	<i>Dryopteris lacera</i> (Thunb.) Kuntze	FF	
EG	オクマワラビ	<i>Dryopteris uniformis</i> (Makino) Makino	FF	
EG	ヒメイタチシダ	<i>Dryopteris sacrosancta</i> Koidz.	FF	
EG	ヤマイタチシダ	<i>Dryopteris bissetiana</i> (Baker) C. Chr.	FF	
EG	ベニシダ	<i>Dryopteris erythrosora</i> (D. C. Eaton) Kuntze	FF	F
EG	スカイタチシダ	<i>Dryopteris gymnosora</i> (Makino) C. Chr.	FF	R, *
EG	コバノカナワラビ	<i>Arachniodes sporadosora</i> (Kunze) Nakaïke	FF	
EG	リョウメンシダ	<i>Arachniodes standishii</i> (T. Moore) Ohwi	FF	
EG	アイアスカイノデ	<i>Polystichum longifrons</i> Sa. Kurata	FF, FE	
EG	ヤブソテツ	<i>Crytomium fortunei</i> J. Sm.	FF	R, *
	タマシダ科	Nephrolepidaceae		
EG (EP)	タマシダ	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) C. Presl	FE	E, *
	ウラボシ科	Polypodiaceae		
EG (EP)	ミツデウラボシ	<i>Selliguea hastata</i> (Thunb.) Fraser-Jenk.	FE	
EG (EP)	ヒトツバ	<i>Pyrrosia lingua</i> (Thunb.) Farw.	FE	
EG (EP)	マメヅタ	<i>Lemmaphyllum microphyllum</i> C. Presl	FF, FE	
EG (EP)	ノキシノブ	<i>Lepisorus thunbergianus</i> (Kaulf.) Ching	FE	F
	種子植物	SPERMATOPHYTA		
	裸子植物	GYMNOSPERMAE		
	マツ科	Pinaceae		
ET	アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Siebold et Zucc.	FE	E, R, *
ET	スラッシュマツ	<i>Pinus elliotii</i> Engelm.	FE, RS	E, *
	マキ科	Podocarpaceae		
ET	イヌマキ	<i>Podocarpus macrophyllus</i> (Thunb.) Sweet	FF	*
	ヒノキ科	Cupressaceae		

ET	ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i> (Siebold et Zucc.) Endl.	FF, FE	E
ET	スギ	<i>Cryptomeria japonica</i> (L. f.) D. Don	FF, FE	E
ES	イヌガヤ	イチイ科 Taxaceae <i>Cephalotaxus harringtonia</i> (Knight ex Forbes) K. Koch	FF	
被子植物 ANGIOSPERMAE				
マツブサ科 Schisandraceae				
ET	シキミ	<i>Illicium anisatum</i> L.	FF, FE	
EL	サネカズラ	<i>Kadsura japonica</i> (L.) Dunal	FF, FE	
センリョウ科 Chloranthaceae				
EDS	センリョウ	<i>Sarcandra glabra</i> (Thunb.) Nakai	FF	*
ドクダミ科 Saururaceae				
PH	ドクダミ	<i>Houttuynia cordata</i> Thunb.	RS, BL	F
モクレン科 Magnoliaceae				
DT	ユリノキ	<i>Liriodendron tulipifera</i> L.	FE	E
DT	コブシ	<i>Magnolia kobus</i> DC.	FE	E, R
ET	オガタマノキ	<i>Magnolia compressa</i> Maxim.	FF	R, *
クスノキ科 Lauraceae				
ET	クスノキ	<i>Cinnamomum camphore</i> (L.) J. Presl	FE	
ET	ヤブニツケイ	<i>Cinnamomum yabunikkei</i> H. Ohba	FF, FE	
DT	カナクギノキ	<i>Lindera erythrocarpa</i> Makino	FE	R, *
ET	タブノキ	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold et Zucc.	FF, FE	
ET	ホソバタブ	<i>Machilus japonica</i> Siebold et Zucc. ex Blume	FF,	
ES	シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> (Blume) Koidz. var. <i>sericea</i>	FF, FE	F
ヤマノイモ科 Dioscoreaceae				
PH (V)	ニガカシユウ	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	FE	R
PH (V)	ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i> Thunb.	FF, FE, RS	F
PH (V)	オニドコロ	<i>Dioscorea tokoro</i> Makino	FF, FE, RS	
PH (V)	カエデドコロ	<i>Dioscorea quinquelobata</i> Thunb.	FF, FE	
サルトリイバラ科 Smilacaceae				
DL	サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> L.	FF, FE, RS	F
ユリ科 Liliaceae				
PH	タキユリ	<i>Lilium speciosum</i> Thunb. var. <i>clivorum</i> S. Abe et T. Tamura	RS, GL	E, R
PH	シンテツポウユリ	<i>Lilium x formolongo</i> Hort.	RS, GL	N, F
PH	アマナ	<i>Tulipa edulis</i> (Miq.) Baker	GL	R, *
ラン科 Orchidaceae				
PH	シラン	<i>Bletilla striata</i> (Thunb.) Rchb.	RS	
PH	キンラン	<i>Cephalanthera falcata</i> (Thunb.) Blume	FF	R, *
PH	コクラン	<i>Liparis nervosa</i> (Thunb.) Lindl.	FF	
PH	ネジバナ	<i>Spiranthes sinensis</i> (Pers.) Ames var. <i>amoena</i> (M. Bieb.) H. Hara	GL	
キンバイザサ科 Hypoxidaceae				
PH	コキンバイザサ	<i>Hypoxis aurea</i> Lour.	GL	R, *
アヤメ科 Iridaceae				
PH	ヒメヒオウギズイセン	<i>Crococsmia × crocosmiiflora</i> (Lemoine) N. E. Br.	GL	N
PH	シャガ	<i>Iris japonica</i> Thunb.	FF, RS	N, F
PH	ニワゼキショウ	<i>Sisyrinchium rosulatum</i> E. P. Bicknell	GL	N
ヒガンバナ科 Amaryllidaceae				
PH	ノビル	<i>Allium macrostemon</i> Bunge	GL	
PH	ヒガンバナ	<i>Lycoris radiata</i> (L'Hér.) Herb.	RS	
PH	タマスダレ	<i>Zephyranthes candida</i> (Lindl.) Herb.	BL	E, R
クサスギカズラ科 Asparagaceae				
PH	ツルボ	<i>Barnardia japonica</i> (Thunb.) Schult. et Schult. f.	GL	
PH	ジャノヒゲ	<i>Ophiopogon japonicus</i> (Thunb.) Ker Gawl.	FF	
ヤシ科 Arecaceae				
ET	シュロ	<i>Trachycarpus fortunei</i> (Hook.) H. Wendl.	FF	E
ツユクサ科 Commelinaceae				
PH	ノハカタカラクサ	<i>Tradescantia flumiensis</i> Vell.	GL	N, R
AH	ツユクサ	<i>Commelina communis</i> L.	RS, GL	F
ショウガ科 Zingiberaceae				
PH	ハナミョウガ	<i>Alpinia japonica</i> (Thunb.) Miq.	FF	*
イグサ科 Juncaceae				
PH	クサイ	<i>Juncus tenuis</i> Willd.	GL, BL	
PH	スズメノヤリ	<i>Luzula capitata</i> (Miq. ex Franch. et Sav.) Kom.	RS, GL	
カヤツリグサ科 Cyperaceae				
PH	マスキサ	<i>Carex gibba</i> Wahlenb.	RS, GL	
PH	ナキリスゲ	<i>Carex lenta</i> D. Don	FF, RS	
PH	ジュズスゲ	<i>Carex ischnostachya</i> Steud. var. <i>ischnostachya</i>	FF, RS	
PH	ヒメクグ	<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Hassk. var. <i>leiolepis</i> (Franch. et Sav.) T. Koyama	RS, GL	
PH	イヌクグ	<i>Cyperus cyperoides</i> (L.) Kuntze	RS, GL	
AH	コゴメガヤツリ	<i>Cyperus iria</i> L.	RS, GL	

AH	テンツキ	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	RS, GL	
		イネ科 Poaceae (Gramineae)		
EDS	ケネザサ	<i>Pleiblastus fortunei</i> (Van Houtte) Nakai f. <i>pubescens</i> (Makino) Muroi	FF	F
PH	ヤマヌカボ	<i>Agrostis clavata</i> Trin. var. <i>clavata</i>	RS, GL	
PH	ヌカボ	<i>Agrostis clavata</i> var. <i>nukabo</i> Ohwi	RS, GL	
AH, WA	スズメノテッポウ	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	GL	
AH	ヒメコバンソウ	<i>Briza minor</i> L.	GL, BL	N
PH	アオカモジグサ	<i>Elymus racemifer</i> (Steud.) Tzvelev var. <i>racemifer</i>	RS, GL	
PH	カモジグサ	<i>Elymus tsukushiensis</i> Honda var. <i>transiens</i> (Hack.) Osada	RS, GL	
PH	トボシガラ	<i>Festuca parvigluma</i> Steud. var. <i>parvigluma</i>	RS	
AH, WA	スズメノカタビラ	<i>Poa annua</i> L.	RS, BL	
AH	ミゾイチゴツナギ	<i>Poa acroleuca</i> Steud. var. <i>acroleuca</i>	FE, FE	
PH	カニツリグサ	<i>Trisetum bifidum</i> (Thunb.) Ohwi	RS, GL	
AH	オヒシバ	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	RS, BL	
PH	ネズミノオ	<i>Sporobolus fertilis</i> (Steud.) Clayton var. <i>fertilis</i>	RS, GL	
PH	ササクサ	<i>Lophatherum gracile</i> Brongn.	FF	
PH	メリケンカルカヤ	<i>Andropogon virginicus</i> L.	GL, BL	N
AH	コブナグサ	<i>Arthraxon hispidus</i> (Thunb.) Makino	FF, FE	
PH	トダシバ	<i>Arundinella hirta</i> (Thunb.) Tanaka	RS, GL	
AH	メシバ	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	RS, GL, BL	
PH	アブラナスギ	<i>Eccoilopus cotulifer</i> (Thunb.) A. Camus var. <i>cotulifer</i>	RS, GL	
AH	イヌビエ	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv. var. <i>crus-galli</i>	RS, GL	
PH	チガヤ	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch. var. <i>koenigii</i> (Retz.) Pilg.	GL	F
AH	ササガヤ	<i>Leptatherum japonicum</i> Franch. et Sav. var. <i>japonicum</i>	FF, RS	
PH	ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	RS, GL	F
PH	チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i> (Ard.) Roem. et Schult. var. <i>undulatifolius</i>	FF	F
AH	ヌカキビ	<i>Panicum bisulcatum</i> Thunb.	FE, RS	
AH	オオクサキビ	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	RS, GL	N
PH	シマスズメノヒエ	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	GL	N
PH	タチスズメノヒエ	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	GL	N, R, *
PH	スズメノヒエ	<i>Paspalum thunbergii</i> Kunth ex Steud.	RS, GL	
PH	チカラシバ	<i>Pennisetum alopecuroides</i> (L.) Spreng.	RS, GL	
AH	ハイスメリグサ	<i>Sacciolepis spicata</i> (L.) Honda ex Masam. var. <i>spicata</i>	RS	
AH	エノコログサ	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv. var. <i>minor</i> (Thunb.) Ohwi	RS, GL	F
AH	キンエノコロ	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. et Schult.	RS, GL	
		ケシ科 Papaveraceae		
WA	ムラサキケマン	<i>Corydalis incisa</i> (Thunb.) Pers.	EE, RS	
		アケビ科 Lardizabalaceae		
DL	アケビ	<i>Akebia quinata</i> (Houtt.) Decne.	FE	
DL	ミツバアケビ	<i>Akebia trifoliata</i> (Thunb.) Koidz. subsp. <i>Trifoliata</i>	FE	
EL	ムベ	<i>Stauntonia hexaphylla</i> (Thunb.) Decne.	FE	
		ツヅラフジ科 Menispermaceae		
DL	アオツヅラフジ	<i>Cocculus orbiculatus</i> (L.) DC.	FE, RS	
		メギ科 Berberidaceae		
ES	ナンテン	<i>Nandina domestica</i> Thunb.	FF, FE	
		キンボウゲ科 Ranunculaceae		
DL	センニンソウ	<i>Clematis terniflora</i> DC.	FE, RS, GL	F
PH	ウマノアシガタ	<i>Ranunculus japonicus</i> Thunb.	RS, GL	F
PH	ヒメウズ	<i>Semiaquilegia adoxoides</i> (DC.) Makino	RS, GL	
		マンサク科 Hamamelidaceae		
ET	イスノキ	<i>Distylium racemosum</i> Siebold et Zucc.	FE	R, *
DT	フウ	<i>Liquidambar formosana</i> Hance	FE, RS	E, F
DT	モミジバフウ	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	FE	E, R
		ユズリハ科 Daphniphyllaceae		
ET	ユズリハ	<i>Daphniphyllum macropodum</i> Miq. var. <i>macropodum</i>	FF, FE	
ET	ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmannii</i> Zoll. ex Kurz	FF, FE	
		ベンケイソウ科 Crassulaceae		
WA	コモチマンネングサ	<i>Sedum bulbiferum</i> Makino	RS, BL	
		ブドウ科 Vitaceae		
DL	ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa</i> (Wall.) Momiy. var. <i>heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.	FE	F
PH (V)	ヤブカラシ	<i>Cayratia japonica</i> (Thunb.) Gagnep.	RS, GL	F
DL	ツタ	<i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Siebold et Zucc.) Planch.	FF, FE	F
DL	エビヅル	<i>Vitis ficifolia</i> Bunge var. <i>ficifolia</i>	FE	R
		マメ科 Leguminosae (Fabaceae)		
DT	ネムノキ	<i>Albizia julibrissin</i> Durazz. var. <i>julibrissin</i>	FE	R, *
AH	カワラケツメイ	<i>Chamaecrista nomame</i> (Makino) H. Ohashi	GL	R
AH (V)	ヤブマメ	<i>Amphicarpaea edgeworthii</i> Benth.	RS	
WA	ゲンゲ	<i>Astragalus sinicus</i> L.	RS	N
PH	ヌスビトハギ	<i>Hyloidesmum podocarpum</i> (DC) H. Ohashi & R. R. Mill var. <i>japonicum</i> (Miq.) H. Ohashi	FF, FE	F

DDS	コマツナギ	<i>Indigofera bungeana</i> Walp.	RS	
AH	ヤハズソウ	<i>Kummerowia striata</i> (Thunb.) Schindl.	RS, GL	
DDS	ツクシハギ	<i>Lespedeza homoloba</i> Nakai	FE	R
PH	ネコハギ	<i>Lespedeza pilosa</i> (Thunb.) Siebold et Zucc. var. <i>pilosa</i>	RS, GL	
PH	メドハギ	<i>Lespedeza cuneata</i> (Dum. Cours.) G. Don var. <i>cuneata</i>	RS, GL	
DDS	ミノナオシ	<i>Ohwia caudata</i> (Thunb.) H. Ohashi	FE, RS	R
DL	クズ	<i>Pueraria lobata</i> (Willd.) Ohwi subsp. <i>lobata</i>	FE, RS, GL	F
PH	シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i> L.	RS, GL	N
PH	ヤハズエンドウ	<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>nigra</i> Ehrh.	RS, GL	F
AH	カスマグサ	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	RS, GL	F
AH (V)	ヤブツルアズキ	<i>Vigna angularis</i> (Willd.) Ohwi et H. Ohashi var. <i>nipponensis</i> (Ohwi) Ohwi et H. Ohashi	RS	
DL	フジ	<i>Wisteria floribunda</i> (Willd.) DC.	FE	
		グミ科 Elaeagnaceae		
DS	アキグミ	<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb. var. <i>umbellata</i>	FE	
ES	ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i> Thunb.	FE	F
		クロウメモドキ科 Rhamnaceae		
DL	クマヤナギ	<i>Berchemia racemosa</i> Siebold et Zucc. var. <i>racemosa</i>	FE	R
DS	イソノキ	<i>Frangula crenata</i> (Siebold et Zucc.) Miq. var. <i>crenata</i>	FE	R, *
DT	ケケンボナンシ	<i>Hovenia trichocarpa</i> Chun et Tsiang var. <i>robusta</i> (Nakai et Y. Kimura) Y. L. Chen et P. K. Chou	FE	
		ニレ科 Ulmaceae		
DT	ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i> (Thunb.) Makino	FE	E, R
		アサ科 Cannabaceae		
DT	ムクノキ	<i>Aphananthe aspera</i> (Thunb.) Planch.	FE	F
DT	エノキ	<i>Celtis sinensis</i> Pers.	FE	
		クワ科 Moraceae		
DS	カジノキ	<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) L'Hér. ex Vent.	FE	R
DS	ヒメコウゾ	<i>Broussonetia monoica</i> Hance	RS, FE	
AH	クワクサ	<i>Fatoua villosa</i> (Thunb.) Nakai	RS, GL	
DS	イヌビワ	<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>	FF, FE	F
DT	ヤマグワ	<i>Morus australis</i> Poir.	FE, RS	
		イラクサ科 Urticaceae		
PH	カラムシ	<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gaudich. var. <i>concolor</i> Makino f. <i>nipponnivea</i> (Koidz.) Kitam. ex H. Ohba	RS, GL	F
DS	コアカソ	<i>Boehmeria spicata</i> (Thunb.) Thunb.	FE	
		バラ科 Rosaceae		
PH	キンミズヒキ	<i>Agrimonia pilosa</i> Ledeb. var. <i>viscidula</i> (Bunge) Kom.	RS	
PH	ヘビイチゴ	<i>Potentilla hebiichigo</i> Yonek. et H. Ohashi	RS, GL	
PH	オヘビイチゴ	<i>Potentilla anemonifolia</i> Lehm.	RS, GL	
DL	ノイバラ	<i>Rosa multiflora</i> Thunb. var. <i>multiflora</i>	FE, RS, GL	F
DL	テリハノイバラ	<i>Rosa luciae</i> Rochebr. et Franch. ex Crép.	FE, RS, GL	
EDS	フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i> Miq.	FF, FE	F
DDS	クサイイチゴ	<i>Rubus hirsutus</i> Thunb.	FF, FE, RS	F
PH	コバナノワレモコウ	<i>Sanguisorba tenuifolia</i> Fisch. ex Link var. <i>parviflora</i> Maxim.	RS	R, *
DT	ヤマザクラ	<i>Cerasus jamasakura</i> (Siebold ex Koidz.) H. Ohba var. <i>jamasakura</i>	FE	
ET	ビワ	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	FE	
ET	リンボク	<i>Laurocerasus spinulosa</i> (Siebold et Zucc.) C. K. Schneid.	FF	R, *
ET	バクチノキ	<i>Laurocerasus zippeliana</i> (Miq.) Browicz	FF, FE	
ES	カナメモチ	<i>Photinia glabra</i> (Thunb.) Maxim.	FE	
DS	カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> (Thunb.) Decne. var. <i>villosa</i>	FE	
DS	ウメ	<i>Prunus mume</i> Siebold et Zucc.	FE	E, R
ES	シャリンバイ	<i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. var. <i>umbellata</i> (Thunb.) H. Ohashi	FF, FE	F
		ブナ科 Fagaceae		
DT	クリ	<i>Castanea crenata</i> Siebold et Zucc.	FE	
ET	スダジイ	<i>Castanopsis sieboldii</i> (Makino) Hatus. ex T. Yamaz. et Mashiba subsp. <i>sieboldii</i>	FF, FE	
DT	コナラ	<i>Quercus serrata</i> Murray subsp. <i>serrata</i> var. <i>serrata</i>	FE	
ET	ツクバネガシ	<i>Quercus sessilifolia</i> Blume	FF, FE	E, R, *
ET	アラカシ	<i>Quercus glauca</i> Thunb.	FF, FE	
ET	ウラジロガシ	<i>Quercus salicina</i> Blume	FF	E, R
		ヤマモモ科 Myricaceae		
ET	ヤマモモ	<i>Morella rubra</i> Lour.	FF, FE	E
		ウリ科 Cucurbitaceae		
PH (V)	アマチャヅル	<i>Gynostemma pentaphyllum</i> (Thunb.) Makino var. <i>pentaphyllum</i>	FF	
PH (V)	カラスウリ	<i>Trichosanthes cucumeroides</i> (Ser.) Maxim. ex Franch. et Sav.	FE	
		ニシキギ科 Celastraceae		
DL	ツルウメモドキ	<i>Celastrus orbiculatus</i> Thunb. var. <i>orbiculatus</i>	FE	
ET	マユミ	<i>Euonymus sieboldianus</i> Blume var. <i>sieboldianus</i>	FE	R
		カタバミ科 Oxalidaceae		
PH	カタバミ	<i>Oxalis corniculata</i> L.	RS, GL	

PH	ムラサキカタバミ	<i>Oxalis corymbosa</i> DC.	RS, BL	N, F
	ホルトノキ科	Elaeocarpaceae		
ET	ホルトノキ	<i>Elaeocarpus zollingeri</i> K. Kocho var. <i>zollingeri</i>	FF, FE	E, *
	トウダイグサ科	Euphorbiaceae		
AH	エノキグサ	<i>Acalypha australis</i> L.	RS, GL	
AH	コニシキソウ	<i>Euphorbia maculata</i> L.	RS, BL	N
DT	アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> (L. f.) Müll. Arg.	FE	
DT	ナンキンハゼ	<i>Triadica sebifera</i> (L.) Small	FE	E
DT	アブラギリ	<i>Vernicia cordata</i> (Thunb.) Airy Shaw	FE	E
	コミカンソウ科	Phyllanthaceae		
AH	コミカンソウ	<i>Phyllanthus lepidocarpus</i> Siebold et Zucc.	RS, BL	N
DS	カンコノキ	<i>Phyllanthus sieboldianus</i> T. Kuros.	FE	R, *
	ヤナギ科	Salicaceae		
DT	イイギリ	<i>Idesia polycarpa</i> Maxim.	FE	E
	スミレ科	Violaceae		
PH	スミレ	<i>Viola mandshurica</i> W. Becker var. <i>mandsurica</i>	RS, GL	
PH	コスミレ	<i>Viola japonica</i> Langsd. ex DC.	RS, GL	
PH	ツボスミレ	<i>Viola verecunda</i> A. Gray var. <i>verecunda</i>	RS, GL	
PH	タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i> A. Gray var. <i>grypoceras</i>	FF, RS, GL	
	オトギリソウ科	Hypericaceae		
PH	アゼオトギリ	<i>Hypericum oliganthum</i> Franch. et Sav.	GL	R, *
	フウロソウ科	Geraniaceae		
PH	アメリカフウロ	<i>Geranium carolinianum</i> L.	RS, GL	N
PH	ゲンノショウコ	<i>Geranium thunbergii</i> Siebold ex Lindl. et Paxton	RS, GL	
	ミツバウツギ科	Staphyleaceae		
DT	ゴズズイ	<i>Euscaphis japonica</i> (Thunb.) Kanitz	FE	
	ウルシ科	Anacardiaceae		
DT	スルデ	<i>Rhus javanica</i> L. var. <i>chinensis</i> (Mill.) T. Yamaz.	FE	
DT	ヤマウルシ	<i>Toxicodendron trichocarpum</i> (Miq.) Kuntze	FF, FE	
DT	ハゼノキ	<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze	FF, FE	F
DT	ヤマハゼ	<i>Toxicodendron sylvestri</i> (Siebold et Zucc.) Kuntze	FE	
	ムクロジ科	Sapindaceae		
DT	イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i> Thunb.	FE	E
	ミカン科	Rutaceae		
DT	キハダ	<i>Phellodendron amurense</i> Rupr. var. <i>amurense</i>	FE	E
DT	カラスザンショウ	<i>Zanthoxylum ailanthoides</i> Siebold et Zucc. var. <i>ailanthoides</i>	FE	
DS	イヌザンショウ	<i>Zanthoxylum schinifolium</i> Siebold et Zucc. var. <i>schinifolium</i>	FF, FE	
	ニガキ科	Simaroubaceae		
DT	ニワウルシ	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	FE	
	センダン科	Meliaceae		
DT	センダン	<i>Melia azedarach</i> L.	FE, RS	
	アオイ科	Malvaceae		
AH	ラセンソウ	<i>Triumfetta japonica</i> Makino	RS	
	アブラナ科	Brassicaceae (Cruciferae)		
WA	ナズナ	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	RS	
WA	タネツケバナ	<i>Cardamine occulta</i> Hornem.	RS, GL	
PH	オオバタネツケバナ	<i>Cardamine regeliana</i> Miq.	RS	R
PH	イヌガラシ	<i>Rorippa indica</i> (L.) Hiern	RS	
	タデ科	Polygonaceae		
PH	イタドリ	<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr. var. <i>japonica</i>	RS	
AH (V)	イシミカワ	<i>Persicaria perfoliata</i> (L.) H. Gross	RS, BL	
AH (V)	ママコノシリヌグイ	<i>Persicaria senticosa</i> (Meisn.) H. Gross	RS, BL	R, *
AH	ミゾソバ	<i>Persicaria thunbergii</i> (Siebold et Zucc.) H. Gross var. <i>thunbergii</i>	RS	
AH	タニソバ	<i>Persicaria nepalensis</i> (Meisn.) H. Gross	FE	
PH	ミズヒキ	<i>Persicaria filiformis</i> (Thunb.) Nakai ex W. T. Lee	FF, FE	
AH	イヌタデ	<i>Persicaria longiseta</i> (Brujin) Kitag.	RS	
PH	スイバ	<i>Rumex acetosa</i> L.	RS, GL	F
	ナデシコ科	Caryophyllaceae		
WA	ミミナグサ	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg. subsp. <i>vulgare</i> (Hartm.) Greuter et Burdet var. <i>angustifolium</i> (M. Mizush.) H. Hara	RS, GL	N
WA	オランダミミナグサ	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	RS, GL, BL	N, F
AH, WA	ツメクサ	<i>Sagina japonica</i> (Sw.) Ohwi	RS	R
WA	ウシハコベ	<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop.	RS	
WA	ミドリハコベ	<i>Stellaria neglecta</i> Weihe	RS	N
	ヒユ科	Amaranthaceae		
PH	イノコヅチ	<i>Achyranthes bidentata</i> Blume var. <i>japonica</i> Miq.	FF, FE	
	アジサイ科	Hydrangeaceae		
DS	マルバウツギ	<i>Deutzia scabra</i> Thunb. var. <i>scabra</i>	FE	
DS	ウツギ	<i>Deutzia crenata</i> Siebold et Zucc. var. <i>crenata</i>	FE	
DS	ノリウツギ	<i>Heteromalla paniculata</i> (Siebold) H. Ohba et S. Akiyama	FE	

		サカキ科 Pentaphylacaceae		
ET	サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.	FF, FE	
ET	ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb.	FF, FE	F
		カキノキ科 Ebenaceae		
DT	カキノキ	<i>Diospyros kaki</i> Thunb. var. <i>kaki</i>	FE	
		サクランソウ科 Primulaceae		
EDS	ヤブコウジ	<i>Ardisia japonica</i> (Thunb.) Blume var. <i>japonica</i>	FF, FE	
EDS	マンリョウ	<i>Ardisia crenata</i> Sims	FF	
PH	コナスビ	<i>Lysimachia japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	FE, RS	
		ツバキ科 Theaceae		
ET	ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i> L. var. <i>japonica</i>	FF, FE	R
ES	チャノキ	<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze var. <i>sinensis</i>	FF, FE	
		ハイノキ科 Symplocaceae		
ET	ミズパイ	<i>Symplocos glauca</i> (Thunb.) Koidz.	FF, FE	F
ET	シロパイ	<i>Symplocos lancifolia</i> Siebold et Zucc.	FE	R
ET	クロパイ	<i>Symplocos prunifolia</i> Siebold et Zucc. var. <i>prunifolia</i>	FF, FE	
		エゴノキ科 Styraceae		
DT	エゴノキ	<i>Styrax japonicus</i> Siebold et Zucc.	FE	
		ツツジ科 Ericaceae		
PH	イチヤクソウ	<i>Pyrola japonica</i> Klenze ex Alef. var. <i>japonica</i>	FF	R
DS	オンツツジ	<i>Rhododendron weyrichii</i> Maxim. var. <i>weyrichii</i>	FE	R
ES	アセビ	<i>Pieris japonica</i> (Thunb.) D. Don ex G. Don subsp. <i>japonica</i> var. <i>japonica</i>	FE	R
ES	シャシヤンボ	<i>Vaccinium bracteatum</i> Thunb.	FE	R, *
		アオキ科 Garryaceae		
ES	アオキ	<i>Aucuba japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	FF, FE	
		アカネ科 Rubiaceae		
ES	アリドオシ	<i>Damnacanthus indicus</i> C. F. Gaertn. var. <i>indicus</i>	FF, FE	R
AH, WA	ヤエムグラ	<i>Galium spurium</i> L. var. <i>echinospermon</i> (Wallr.) Desp.	RS, GL	F
PH	ヒメヨツバムグラ	<i>Galium gracilens</i> (A. Gray) Makino var. <i>gracilens</i>	RS, GL	
ES	クチナシ	<i>Gardenia jasminoides</i> Ellis var. <i>jasminoides</i>	FF, FE	E
AH	ハシカグサ	<i>Neanotis hirsuta</i> (L. f.) W. H. Lewis var. <i>hirsuta</i>	FE	R
PH (V)	へクソカズラ	<i>Paederia foetida</i> L.	FE, RS, GL	F
PH (V)	アカネ	<i>Rubia argyi</i> (H. Lévl. et Vaniot) H. Hara ex Lauener et D. K. Ferguson	FE	
		リンドウ科 Gentianaceae		
PH	リンドウ	<i>Gentiana scabra</i> Bunge var. <i>buergeri</i> (Miq.) Maxim. ex Franch. et Sav.	RS	R
		キョウチクトウ科 Apocynaceae		
EL	テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i> (Siebold et Zucc.) Nakai var. <i>asiaticum</i>	FF, FE	
PH (V)	オオカモメソル	<i>Vincetoxicum aristolochioides</i> (Miq.) Franch. et Sav.	RS	
		ヒルガオ科 Convolvulaceae		
PH (V)	コヒルガオ	<i>Calystegia hederacea</i> Wall.	GL, BL	
AH (V)	マルバルコウ	<i>Ipomoea coccinea</i> L.	FE	N, *
AH (V)	ホシアサガオ	<i>Ipomoea triloba</i> L.	GL	N
		ナス科 Solanaceae		
AH	イヌホオズキ	<i>Solanum nigrum</i> L.	RS	
		ムラサキ科 Boraginaceae		
AH, WA	ハナイバナ	<i>Bothriospermum zeylanicum</i> (J. Jacq.) Druce	RS, BL	
WA	キュウリグサ	<i>Trigonotis peduncularis</i> (Trevir.) Benth. ex F. B. Forbes et Hemsl.	RS, BL	
		モクセイ科 Oleaceae		
ET	シマトネリコ	<i>Fraxinus griffithii</i> C. B. Clarke	FF, FE	E
ET	トウネズミモチ	<i>Ligustrum lucidum</i> Aiton	FF, FE	E, F
DS	イボタノキ	<i>Ligustrum obtusifolium</i> Siebold et Zucc. subsp. <i>obtusifolium</i>	FE	
ES	ヒイラギ	<i>Osmanthus heterophyllus</i> (G. Don) P. S. Green	FF, FE	R
		オオバコ科 Plantaginaceae		
AH	マツバウンラン	<i>Nuttallanthus canadensis</i> (L.) D. A. Sutton	RS, BL	N
PH	オオバコ	<i>Plantago asiatica</i> L. var. <i>asiatica</i>	RS, BL	F
AH	ムシクサ	<i>Veronica peregrina</i> L.	RS, BL	
AH	タチイヌノフグリ	<i>Veronica arvensis</i> L.	RS, GL	N
WA	オオイヌノフグリ	<i>Veronica persica</i> Poir.	RS, GL	N, F
		アゼナ科 Linderniaceae		
AH	ウリクサ	<i>Torenia crustacea</i> (L.) Cham. et Schldt.	RS, BL	
		シソ科 Lamiales (Labiatae)		
DS	ヤブムラサキ	<i>Callicarpa mollis</i> Siebold et Zucc.	FE	
PH	キランソウ	<i>Ajuga decumbens</i> Thunb.	RS, GL, BL	
DS	クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i> Thunb. var. <i>trichotomum</i>	FE	F
PH	タツナミンソウ	<i>Scutellaria indica</i> L. var. <i>indica</i>	RS	
WA	ホトケノザ	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	RS, GL, BL	
AH	ヒメジソ	<i>Mosla dianthera</i> (Buch.-Ham. ex Roxb.) Maxim.	RS	
PH	トウバナ	<i>Clinopodium gracile</i> (Benth.) Kuntze	RS	
		サギゴケ科 Mazaceae		
AH	トキワハゼ	<i>Mazus pumilus</i> (Burm. f.) Steenis	RS, GL	

PH	サギゴケ	<i>Mazus miquelii</i> Makino	RS, GL	
	ハマウツボ科	Orobanchaceae		
AH	ナンバンギセル	<i>Aeginetia indica</i> L.	RS	R
	キツネノマゴ科	Acanthaceae		
AH	キツネノマゴ	<i>Justicia procumbens</i> L. var. <i>procumbens</i>	RS, GL	
	モチノキ科	Aquifoliaceae		
ET	イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>crenata</i>	FF, FE	
ET	クログネモチ	<i>Ilex rotunda</i> Thunb.	FE	R, *
ET	モチノキ	<i>Ilex integra</i> Thunb.	FE	R, *
ET	タラヨウ	<i>Ilex latifolia</i> Thunb.	FE	R, *
DT	アオハダ	<i>Ilex macropoda</i> Miq.	FE	R, *
	キキョウ科	Campanulaceae		
PH (V)	ツルニンジン	<i>Codonopsis lanceolata</i> (Siebold et Zucc.) Trautv. var. <i>lanceolata</i>	FE	
	キク科	Asteraceae (Compositae)		
DDS	コウヤボウキ	<i>Pertya scandens</i> (Thunb.) Sch. Bip.	FE	R
PH	ノアザミ	<i>Cirsium japonicum</i> (Thunb.) Fisch. ex DC. var. <i>japonicum</i>	RS, GL	
PH	ヨシノアザミ	<i>Cirsium yoshinoi</i> Nakai	FE, RS	F
WA	キツネアザミ	<i>Hemisteptia lyrata</i> (Bunge) Fisch. et C. A. Mey.	RS, GL, BL	
WA	ヤクシソウ	<i>Crepidiastrum denticulatum</i> (Houtt.) Pak et Kawano	FE	F
PH	ニガナ	<i>Ixeridium dentatum</i> (Thunb.) Tzvelev subsp. <i>dentatum</i>	RS	
PH	オオジシバリ	<i>Ixeris japonica</i> (Burm. f.) Nakai	RS, GL, BL	
PH	イワニガナ (ジシバリ)	<i>Ixeris stolonifera</i> A. Gray	RS, GL, BL	
PH	アキノノゲシ	<i>Lactuca indica</i> L. var. <i>indica</i>	RS,	
WA	コウゾリナ	<i>Picris hieracioides</i> L. subsp. <i>japonica</i> (Thunb.) Krylov var. <i>japonica</i> (Thunb.) Herder	RS	
WA	ノゲシ	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	RS, GL	
WA	オノノゲシ	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	RS, GL, BL	N, F, *
PH	セイヨウタンポポ	<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex F. H. Wigg.	RS, GL, BL	N, F
PH	シロバナタンポポ	<i>Taraxacum albidum</i> Dahlst.	RS, GL, BL	
AH	オニタビラコ	<i>Youngia japonica</i> (L.) DC. subsp. <i>japonica</i>	RS, GL, BL	F
AH	ベニバナボロギク	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore	RS, BL	N
AH	ダンドボロギク	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC. var. <i>hieraciifolius</i>	RS, BL	N
PH	ツワブキ	<i>Farfugium japonicum</i> (L.) Kitam. var. <i>japonicum</i>	FE, RS	E
PH	フキ	<i>Petasites japonicus</i> (Siebold et Zucc.) Maxim. var. <i>japonicus</i>	RS, GL, BL	F
AH	ノボロギク	<i>Senecio vulgaris</i> L.	RS, BL	N
PH	ノコンギク	<i>Aster microcephalus</i> (Miq.) Franch. et Sav. var. <i>ovatus</i> (Franch. et Sav.) Soejima et Mot. Ito	FE, RS	
PH	ハルジオン	<i>Erigeron philadelphicus</i> L.	RS, GL	N, F
AH	オオアレチノギク	<i>Erigeron sumatrensis</i> Retz.	RS, GL, BL	N
AH, WA	ヒメムカンヨモギ	<i>Erigeron canadensis</i> L.	RS, GL, BL	N, F
AH, WA	ヒメジョオン	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	RS, GL	N, F
PH	セイタカアワダチソウ	<i>Solidago altissima</i> L.	RS	N
PH	ヨモギ	<i>Artemisia indica</i> Willd. var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) H. Hara	FE, RS, GL	F
WA	チチコグサモドキ	<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	RS, BL	N
PH	チチコグサ	<i>Gnaphalium japonicum</i> Thunb.	RS, GL, BL	
WA	ハハコグサ	<i>Pseudognaphalium affine</i> (D. Don) Anderb.	RS, GL, BL	F
PH	ガンクピンソウ	<i>Carpesium divaricatum</i> Siebold et Zucc. var. <i>divaricatum</i>	FE	
AH	コセンダングサ	<i>Bidens pilosa</i> L. var. <i>pilosa</i>	RS, GL	N
AH	タカサブロウ	<i>Eclipta thermalis</i> Bunge	RS, BL	
PH	ヒヨドリバナ	<i>Eupatorium makinoi</i> T. Kawahara et Yahara	FE	
	トベラ科	Pittosporaceae		
ES	トベラ	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W. T. Aiton	FF, FE	
	ウコギ科	Araliaceae		
DS	タラノキ	<i>Aralia elata</i> (Miq.) Seem.	FE	
ET	カクレミノ	<i>Dendropanax trifidus</i> (Thunb.) H. Hara	FF, FE	
ES	ヤツデ	<i>Fatsia japonica</i> (Thunb.) Decne. et Planch. var. <i>japonica</i>	FF, FE	F
EL	キツタ	<i>Hedera rhombea</i> (Miq.) Bean	FF, FE	
PH	ノチドメ	<i>Hydrocotyle maritima</i> Honda	RS, GL, BL	F
	セリ科	Apiaceae (Umbelliferae)		
PH	ツボクサ	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	RS	
PH	ノダケ	<i>Angelica decursiva</i> (Miq.) Franch. et Sav.	RS	
PH	ミツバ	<i>Cryptotaenia japonica</i> Hassk.	FF	
PH	オヤブジラミ	<i>Torilis scabra</i> (Thunb.) DC.	FE, RS	
	ガマズミ科	Viburnaceae		
DS	コバノガマズミ	<i>Viburnum erosum</i> Thunb. var. <i>erosum</i>	FE	R, *
DS	ガマズミ	<i>Viburnum dilatatum</i> Thunb.	FE	
	スイカズラ科	Caprifoliaceae		
DL	スイカズラ	<i>Lonicera japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	FE, RS, GL	F

Flora list of wild plants in Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute – 2019 revised edition

Atsushi SAKAI^{1)*}

Abstract

I surveyed the flora of wild vascular plants in Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, which is located on a lowland hill in a warm-temperate zone, and revised the previous flora list published in 2006, following APG III system. As a result, 360 species, 277 genera, 110 families of vascular plants (38 of ferns, 6 of gymnosperm and 316 of angiosperm) are recorded. Thirty-nine species (10 of ferns, 3 of gymnosperm and 26 of angiosperm) are newly added. Shade-tolerant plants such as evergreen ferns (e.g. *Cyatium fortune*) and evergreen trees (e. g. *Elaeocarpus zollingeri*) and disturbance-adapted weeds (e.g. *Sonchus asper*) are newly recorded. It seems that the flora changes as the environment of the Shikoku Research Center changes with transplanting of the experimental forests and with the growth of the forests and the arboretum.

Key words: Vascular plants, Flora, APG system, environmental change

Received 7 March 2019, Accepted 2 April 2019

1) Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Shikoku Research Center, FFPRI, 2-915 Asakuranishi, Kochi, Kochi, 780-8077 JAPAN; e-mail: golgo@affrc.go.jp

担当者 御中
To the person concerned

国立研究開発法人 森林研究・整備機構 森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

森林総合研究所研究報告を送付させていただきますのでお受け取り下さい。
貴刊行物と交換願えれば幸いです。なお、貴研究所の名称、住所などを変更
された場合は、下記まで連絡を御願ひ致します。

Please, find an enclosed Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute.
We greatly appreciate receiving any relevant publications in exchange.
Let us know when the name of your institution and mailing address are changed.

Officer in charge at publication section
Forestry and Forest Products Research Institute
1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 Japan
Tel : + 81-29-829-8373 Fax : + 81-29-873-0844
e-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

2019年9月 発行 森林総合研究所研究報告 第18巻3号 (通巻451号)

編集人 森林総合研究所研究報告編集委員会

発行人 国立研究開発法人 森林研究・整備機構 森林総合研究所
〒305-8687 茨城県つくば市松の里1番地
電話 : 029-829-8373 Fax : 029-873-0844

製版・印刷 前田印刷株式会社
〒305-0836 茨城県つくば市山中152-4
電話 : 029-875-6696 Fax : 029-875-6698

©2019 Forestry and Forest Products Research Institute

本誌から転載・複写する場合は、森林総合研究所の許可を得てください。



page275

日本の固有の針葉樹クロベの現在の分布及び気候範囲。(英文)

:James R. P. Worth

Current distribution and climatic range of the Japanese endemic conifer *Thuja standishii* (Cupressaceae)

by James R. P. Worth

page289

統計資料に基づく36年間の日本の民有人工林における干害被害の推移と地域性

:吉藤 奈津子、鈴木 覚、玉井 幸治

Temporal and regional variations of drought damage at private planted forests in Japan based on 36-year record of statistical data

by Natsuko YOSHIFUJI, Satoru SUZUKI and Koji TAMAI

page301

地がきカンバ更新地における表層土壌の理化学性からみた地がき攪乱の残存状況

:伊藤 江利子、橋本 徹、相澤 州平、古家 直行、石橋 聡

Residual disturbances in soil physicochemical properties following scarification in regenerated birch forests in Hokkaido, northern Japan.

by Eriko ITO, Toru HASHIMOTO, Shuhei AIZAWA, Naoyuki FURUYA and Satoshi ISHIBASHI

page311

ニホンジカの被害対策に伴う人工林皆伐跡地の植生変化

:酒井 敦、大谷 達也、宮本 和樹、八代田 千鶴、藤井 栄

Vegetation dynamics in clearcut sites with deer fencing and culling of sika deer

by Atsushi SAKAI, Tatsuya OTANI, Kazuki MIYAMOTO, Chizuru YAYOTA and Sakae FUJII

page319

菌床シイタケ栽培施設で発生したシワバネキノコバエ

Allactoneura akasakana Sasakawa, 2005 (双翅目キノコバエ科)

:末吉 昌宏、向井 裕美、北島 博、黄 俊浩

Allactoneura akasakana Sasakawa, 2005 (Diptera, Mycetophilidae), occurred in cultivation facilities of shiitake mushroom

by Masahiro SUEYOSHI, Hiromi MUKAI, Hiroshi KITAJIMA and Junhao HUANG

page325

北海道札幌市羊ヶ丘で捕獲されたコウモリにおける体サイズの雌雄差と季節変動

:平川 浩文

Sexual size dimorphism and seasonal changes in the body size of bats captured in Hitsujigaoka, Sapporo, Hokkaido, Japan.

by Hirofumi HIRAKAWA

page333

森林総合研究所四国支所構内の野生植物目録－2019年改訂版

:酒井 敦

Flora list of wild plants in Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute – 2019 revised edition

by Atsushi SAKAI