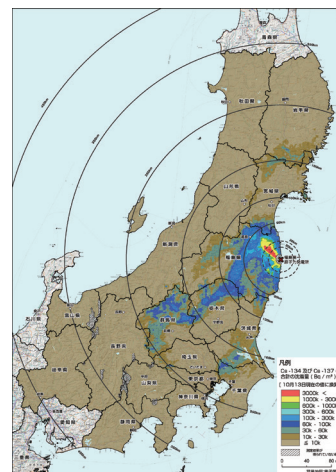


森林総合研究所研究報告

Vol.13-No.3 (No.432)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



September 2014



独立行政法人 森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

The Chief Editor

河原 孝行 KAWAHARA Takayuki (Principal Research Coordinator, FFPRI)

The Vice-Chief Editor

田淵 隆一 TABUCHI Ryuichi (Associate Research Coordinator, FFPRI)

Editor

立花 敏 TACHIBANA Satoshi (Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba)
丸山 温 MARUYAMA Yutaka (College of Bioresource Sciences, Nihon University)
小林 政広 KOBAYASHI Masahiro (Research Planning and Coordination Department, FFPRI)
酒井 武 SAKAI Takeshi (Department of Forest Vegetation, FFPRI)
玉井 幸治 TAMAI Koji (Department of Soil and Water Conservation, FFPRI)
萩野 裕章 HAGINO Hiroaki (Department of Meteorological Environment, FFPRI)
秋庭 満輝 AKIBA Mitsuteru (Department of Forest Microbiology, FFPRI)
長谷川 元洋 HASEGAWA Motohiro (Department of Forest Entomology, FFPRI)
堀野 眞一 HORINO Shinichi (Department of Wildlife Biology, FFPRI)
村田 仁 MURATA Hitoshi (Department of Applied Microbiology, FFPRI)
上村 巧 UEMURA Takumi (Department of Forest Engineering, FFPRI)
石川 敦子 ISHIKAWA Atsuko (Department of Wood Improvement, FFPRI)
石崎 涼子 ISHIZAKI Ryoko (Department of Forest Policy and Economics, FFPRI)
荒木 眞岳 ARAKI Masatake (Kyushu Research Center, FFPRI)
加藤 一隆 KATO Kazutaka (Forest Tree Breeding Center, FFPRI)
森澤 猛 MORISAWA Takeshi (Research Information Division, FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

表紙写真 Photograph in Cover

秋田県上小阿仁村のスギ天然林
Natural Forest of Cedar (*Cryptomeria japonica*) in Kamikoani, Akita Prefecture.

徳島県海南町のスギ人工林
Artificial Forest of Cedar (*Cryptomeria japonica*) in Kainan, Tokushima Prefecture.

(本文107ページ~112ページ)
森林生態系における樹木・木材・土壌・渓流水の放射性セシウム動態調査法の利用ガイド
Guidance for methods assessing radiocesium dynamics in tree, wood, soil and stream water in forest ecosystems

目次

論文

- 焼畑農地のパラゴムノキ林転換には気候変化を緩和する機能があるか？
北部ラオスにおける事例研究(英文)
清野 嘉之、古家 直行、藤田 直子、佐藤 保、松本 光朗、
Soukanh BOUNTHABANDID、Somchay SANONTY …………… 79
- オゾン耐性遺伝子組換えポプラの耐乾燥性および耐塩性(英文)
古川原 聡、毛利 武、伊ヶ崎 知弘、
中嶋 信美、篠原 健司 …………… 89
- クリ無欠点小試験体の強度的性質
— 曲げ、縦圧縮、せん断、めり込み —
井道 裕史、三浦 祥子、長尾 博文、加藤 英雄 …………… 99

■特集

森林の放射能測定調査法

研究資料

- 森林生態系における樹木・木材・土壌・渓流水の
放射性セシウム動態調査法の利用ガイド
高橋 正通、梶本 卓也、高野 勉、
池田 重人、小林 政広 …………… 107
- 森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法
梶本 卓也、高野 勉、齊藤 哲、黒田 克史、藤原 健、
小松 雅史、川崎 達郎、大橋 伸太、清野 嘉之 …………… 113
- 森林土壌の放射性セシウム分布と動態の調査法
池田 重人、金子 真司、赤間 亮夫、高橋 正通 …………… 137
- 森林流域から流出する放射性セシウムの調査法
小林 政広、坪山 良夫、篠宮 佳樹、池田 重人 …………… 147

CONTENTS

Original article

- Can converting slash-and-burn agricultural fields into rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations provide climate change mitigation? : A case study in northern Laos
KIYONO Yoshiyuki, FURUYA Naoyuki, FUJITA Naoko,
SATO Tamotsu, MATSUMOTO Mitsuo,
Soukanh BOUNTHABANDID and Somchay SANONTY 79
- Drought and salt stress tolerance of ozone-tolerant transgenic poplar with an antisense DNA for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase
KOGAWARA Satoshi, MOHRI Takeshi, IGASAKI Tomohiro,
NAKAJIMA Nobuyoshi and SHINOHARA Kenji 89
- Strength properties of small clear specimens of kuri (Japanese chestnut, *Castanea crenata*)
—Bending strength, compressive strength parallel to grain, shear strength parallel to grain,
and compressive strength perpendicular to grain—
IDO Hirofumi, MIURA Sachiko,
NAGAO Hirofumi and KATO Hideo 99

■ Special Feature

Study methods for measuring radio cesium contamination in forests

Research record

- Guidance for methods assessing radiocesium dynamics
in tree, wood, soil and stream water in forest ecosystems
TAKAHASHI Masamichi, KAJIMOTO Takuya, TAKANO Tsutomu,
IKEDA Shigeto and KOBAYASHI Masahiro 107
- Methods for assessing the spatial distribution and dynamics
of radiocesium in tree components in forest ecosystems
KAJIMOTO Takuya, TAKANO Tsutomu, SAITO Satoshi,
KURODA Katsushi, FUJIWARA Takeshi,
KOMATSU Masafumi, KAWASAKI Tatsuro,
OHASHI Shinta and KIYONO Yoshiyuki 113
- Methods for assessing the spatial distribution and dynamics of radiocesium in forest soils
IKEDA Shigeto, KANEKO Shinji,
AKAMA Akio and TAKAHASHI Masamichi 137
- Methods of assessing radiocesium runoff from forested watersheds
KOBAYASHI Masahiro, TSUBOYAMA Yoshio,
SHINOMIYA Yoshiki and IKEDA Shigeto 147

論文 (Original article)

Can converting slash-and-burn agricultural fields into rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations provide climate change mitigation? : A case study in northern Laos

Yoshiyuki KIYONO^{1)*}, Naoyuki FURUYA²⁾, Naoko FUJITA³⁾, Tamotsu SATO⁴⁾, Mitsuo MATSUMOTO⁵⁾, Soukanh BOUNTHABANDID⁶⁾ and Somchay SANONTY⁶⁾

Abstract

The area of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations markedly increased in the 2000s in northern Laos. We estimated the carbon sequestration rates of the rubber trees using a dataset from 15 rubber tree plantations and compared the rates with those in natural vegetation growing in fallowed slash-and-burn land. The stand age-averaged carbon stock in the biomass of the rubber trees was 50.0 Mg-C ha⁻¹, after accounting for emissions from the soil while preparing the site for planting rubber trees, based on an assumed economic life of 30 years for the rubber trees. This value was much greater than fallow period averaged carbon stock for the slash-and-burn agricultural system with a 5-year fallow period (18.6 Mg-C ha⁻¹). However, this benefit is lost when rubber tree plantations replace slash-and-burn agricultural activity that must be replaced by the conversion of natural forest reserved. Consequently, conversion of the land-use system from slash-and-burn agriculture with a short fallow period into rubber tree plantations can mitigate climate change if it does not require consequent conversion of natural forest into slash-and-burn agricultural land. Without that conversion, the rubber tree plantations can help mitigate climate change, although it will be necessary to minimize the environmental and economic risks to residents of this region that are associated with this land use.

Key words : biomass, carbon sequestration, land use change, REDD+, rubber tree plantation, slash-and-burn agriculture

1. Introduction

Most rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations are located in South and Southeast Asia, particularly in Indonesia, Thailand, Malaysia, and China (FAO 2010). The area of rubber tree plantations increased markedly in the 2000s in northern Laos (Mahanty et al. 2006) owing to growing global demand for rubber, especially from China, Vietnam, and Thailand, and to the Lao government's policy of promoting development of this upland region (Manivong and Cramb 2007). Rubber tree planting in Oudomxay Province in northern Laos started in 2003 and has experienced a rapid expansion (851 ha in 2003-2004 and 2,941 ha in 2005-2006) and for entire northern Laos, the planted area was 16,547 ha in 2007 and the Ministry of Agriculture and Forestry planned to expand this to 121,000 ha in 2010 (Vangkhamor et al. 2008). In northern Laos, companies and local residents own the rubber tree plantations, and rich residents of rural small towns and villages have also established plantations by leasing (they pay an annual fee for use if the land is from the local people). Both local people and the rich residents are

unlikely to retain the land when conversion into other land uses is expected to be more profitable.

Most plantations were established on land previously used for slash-and-burn agriculture, which has long been widespread in northern Laos (Spencer 1966). Slash-and-burn agriculture is the repeated use of a patch of forested land for the cultivation of crops, and its traditional one is characterized by long fallow periods between short periods of crop production. The floristic composition of the forests in slash-and-burn agricultural land is typically characterized by a lack of the original tree species or a low density of these species, and by succession that favors pyrophytic tree species that are less vulnerable to felling and fire and that have high sprouting capacity (Kiyono and Hastaniah 2005). The mean fallow period used for slash-and-burn agriculture in the region was about 20 years in the 1970s and decreased to about 5 years in the 1990s (Roder 1997). More recently, three years fallow length became common in 2003-2004 (Inoue et al. 2010).

Rubber tree plantations are usually established as a monoculture system in the open sites. Rubber trees grow

Received 27 January 2014, Accepted 23 June 2014

1) Principal Research Coordinator, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Hokkaido Research Center, FFPRI

3) Faculty of Design, Kyushu University

4) Department of Forest Vegetation, FFPRI

5) Principal Research Coordinator, FFPRI

6) Department of Forestry, Ministry of Agriculture and Forestry, Lao People's Democratic Republic (Vientiane, Lao People's Democratic Republic)

* Principal Research Coordinator, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: kiono@ffpri.affrc.go.jp

rapidly in the humid lowland tropics (Cannell 1982). The economic life of rubber trees is around 30 years including the first several years when the tree is not tapped for latex according to the reports in rubber producing countries of the world: 29 to 30 years (Sajen 2006) and 30 to 35 years (Gnanaharan and Mathew 1982) in India, 32 years in Malaysia (Etherington 1977), and 35 years in Nigeria (Mesike et al. 2010).

Rapid changes in land use have raised concerns over the decreasing area of arable land available for food production and for the production of natural resources such as non-timber forest products. Although no official statistics are available, we have observed the conversion of natural forest into slash-and-burn fields in regions where rubber tree planting has increased in northern Laos.

However, the economic life of rubber trees exceeds the recent fallow period of slash-and-burn agriculture. The increased carbon stock in rubber tree plantations could generate carbon credits for use in the mechanisms that have been implemented or discussed to mitigate climate change, such as afforestation and reforestation (A/R) clean development mechanism (CDM) projects (hereafter, A/R CDM projects; UNFCCC 2002, 2012), reducing emissions from deforestation in developing countries (REDD) (UNFCCC 2008), REDD+, reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries (https://unfccc.int/methods/redd/methodological_guidance/items/4123.php). These mechanisms offer incentives for developing countries to reduce emissions from forested lands and invest in low-carbon paths to sustainable development (UN-REDD Programme, <http://www.un-redd.org/AboutREDD/tabid/102614/Default.aspx>). However, no study has examined the potential carbon sequestration function of rubber tree plantations that have been established in slash-and-burn agricultural fields. Although there have been a few reports on the biomass of rubber tree plantations (Cannell 1982; Chaudhuri et al. 1995; Yahya 2007), only stem volume data (Khun et al. 2008) are available for Indochina, including Laos.

In the present study, we predicted that carbon stocks would increase as a result of land use change from fallowed slash-and-burn agricultural fields to rubber tree plantations. We then tested this prediction using data from plantations in northern Laos. On the basis of our results, we discuss issues related to evaluating the potential enhancement of the ecosystem's carbon sequestration function in terms of the mechanisms of A/R CDM and REDD+ projects designed to earn carbon credits.

2. Materials and methods

2.1 Study sites and plot establishment

The study sites were located in Luang Namtha Province (Fig. 1), which has a subtropical monsoon climate; there is a pronounced rainy season from April to October and a dry season from November to March (Fig. 2). Between 2003 and 2009, the mean annual rainfall was 1493 ± 316 mm (mean \pm SD) and the mean annual temperature was 23.9 ± 0.3 °C (mean \pm SD) at the Luang Namtha Weather Station, at an elevation of 644 m a.s.l. (http://www.tutiempo.net/en/Climate/LUANG_NAMTHA_M_SIN/489240.htm). The elevation of the study sites ranged from 598 to 800 m a.s.l., which is the upper zone of the region's lowland semi-

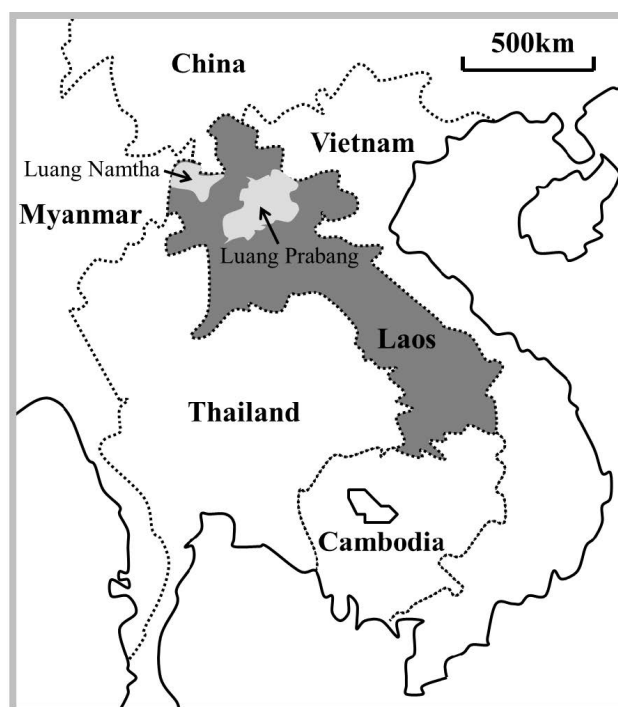


Fig. 1. Location of the study area.

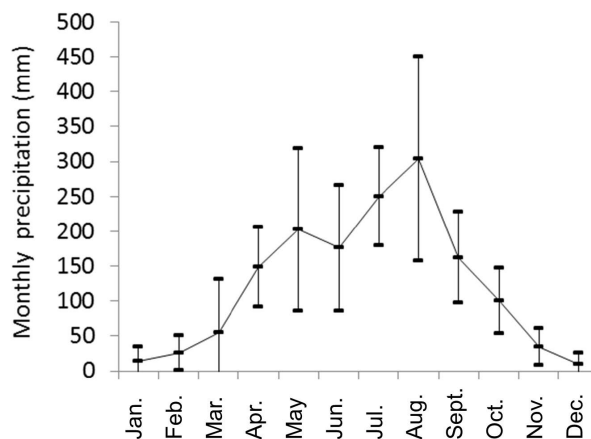


Fig. 2. Monthly precipitation at the Luang Namtha Weather Station (2003–2009). Values are means \pm SD.

Table 1. Details of the studied rubber tree plantations.

Plot	Location		Altitude	Slope	Year planted	Age	Rubber cultivar	Tree density	Mean DBH	Basal area	Tree		Land use before rubber tree plantation ^a	Plot area
	longitude	latitude									Biomass	Biomass carbon		
	dddmm.mm E	dddmm.mm N	m a.s.l.	degree	years	no. ha ⁻¹	cm	m ² ha ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg-C ha ⁻¹	m ²			
1	101 24.55	21 01.49	615	9	1995	14	001	250	20.4	8.5	138.8	69.4	F, G	544
2	101 24.53	21 01.55	602	16	1995	14	001	258	18.0	7.2	130.5	65.2	F, G	472
3	101 24.54	21 01.34	604	1	1994	15	001	258	19.9	8.2	142.0	71.0	P, G	501
4	101 24.57	21 01.32	598	1	1994	15	001	275	19.6	8.6	131.2	65.6	P, G	573
5	101 25.95	21 02.48	757	25	2006	3	001	258	4.3	0.38	3.5	1.7	U	456
6	101 25.94	21 02.47	763	27	2006	3	001	250	4.5	0.40	3.7	1.9	U	449
7	101 25.92	21 02.46	786	23	2005–2006	3.5	001	275	6.3	0.90	9.9	5.0	U	455
8	101 25.90	21 02.47	800	24	2005	4	001	225	6.8	0.84	12.8	6.4	U	340
9	101 25.77	21 02.21	754	24	2005	4	001	242	6.5	0.82	9.2	4.6	F	446
10	101 25.67	21 02.20	767	30	1998	11	001	233	15.6	4.6	111.6	55.8	D, G	316
11	101 25.67	21 02.21	769	25	1998	11	001	292	13.9	4.7	117.6	58.8	D, G	291
12	101 25.66	21 02.23	771	25	2003	6	001	242	10.3	2.0	46.7	23.4	F	269
13	101 25.64	21 02.21	738	28	2003	6	001	242	10.0	1.9	51.3	25.7	F	235
14	101 24.89	21 02.06	646	34	2004	5	600	242	7.9	1.2	19.6	9.8	F, G	339
15	101 24.90	21 02.05	640	31	2004	5	600	258	8.7	1.6	31.7	15.8	F, G	297

^a F, fallowed land after slash-and-burn agriculture; P, pineapple field; U, upland rice field; D, forest degraded by logging; G, grazing by cattle or water buffalo.

evergreen forest. The topography is generally steep. Soils were classified as Alisols and Acrisols (Soil Survey and Land Classification Center, National Agriculture & Forestry Research Institute, Ministry of Agriculture and Forestry, Laos PDR). Rubber tree plantations in this province date back to 1994 (Schipani 2007). The land uses in this region can be broadly grouped into three types: (1) conservation forest; (2) agricultural land, including slash-and-burn fields and fallowed fields; and (3) other land, including settlements, the rubber tree plantations, and land reserved for future use.

We established 15 rectangular research plots (Table 1) with areas ranging from 235 to 573 m², each containing 27 to 35 rubber trees aged 3 to 15 years old (in February 2009), in rubber tree plantations at Ban Hat Nyao, in Luang Namtha Province. The slope angles in the 15 plots ranged from 1° to 34° and averaged 22 ± 10° (mean ± SD). Most of these rubber tree plantations (13 out of 15) were on land that had been used for agriculture. The owners used almost no fertilizer in the plantations that we studied. Rubber tapping started when the trees were 5 to 7 years old. Grazing by cattle or water buffalo had been practiced at around half of the 15 plots (Table 1).

2.2 Estimating carbon stocks

We measured stem diameter at breast height (DBH) using a steel measuring tape for all trees ≥ 5 cm DBH in the plot, and estimated tree biomass using the parameters of DBH and basic density in a generic equation for tropical and subtropical trees (Kiyono et al. 2006):

$$\text{Tree biomass} = 5.29 \times BA^{1.24} \times D^{1.28} \quad (n = 515, R^2 = 0.978, P < 0.001) \quad (1)$$

where tree biomass is the sum of aboveground and belowground biomass (kg), *BA* is the basal area of a stem at 1.3-m height (m²), and *D* is the basic density; for *Hevea brasiliensis*, *D* = 530 kg m⁻³ (IPCC 2006). The default carbon fraction (i.e., the proportion of the biomass accounted for by carbon) of 0.5 (IPCC 2003) was used. This generic equation (Kiyono et al. 2006) was developed using data from 62 species, including *Hevea brasiliensis*, and 515 trees, mostly in planted forests.

The relationship between *Stand age* (years) and the carbon stock in the rubber trees (*Biomass carbon_{RT}*, Mg-C ha⁻¹) was approximated using the following Gompertz equation because the Logistic equation (*R*² = 0.9354) and others provided inferior results, where the stand age ranged from 3 to 15 years:

$$\text{Biomass carbon}_{\text{RT}} = 78.1 \times 0.000515^{0.755 \text{Stand age}} \quad (n = 15, R^2 = 0.9794, P < 0.0001) \quad (2)$$

Rubber tree plantations on slopes are usually terraced (Fig. 3). The terracing may increase soil carbon emissions because the surface soil temperature increases in the ground denuded by the terracing and accelerates the soil carbon releasing into the air. The amount of soil disturbed during site preparation was estimated by a topography model of the plantation. We measured the slope shape at 16 randomly located sites in 3 plantations (each 2 to 3 years old) located along highways in Luang Prabang Province (Fig. 1), where

the establishment of rubber tree plantations increased during the late 2000s and the province has a similar climate to that of Luang Namtha Province. Between 1998 and 2005, the mean annual rainfall was 1312.7 mm and the mean annual temperature was 25.2 °C at the Station of Northern Agriculture and Forestry Research Center, National Agriculture and Forestry Research Institute, in Houaykhot Village, Luang Prabang Province. The distance between the planting rows (D_{PR}) was 4.45 ± 0.73 m (mean \pm SD) and the terrace width (W_T) was 1.23 ± 0.18 m (mean \pm SD). Since both D_{PR} and W_T were not significantly related to the slope angle (data not shown), we estimated the height of the cut slope (h_{CS}) as 0.44 m at a slope angle of 22° (the mean value for the plots in Table 1). We roughly and conservatively estimated the maximum possible carbon stock loss (C_{loss}) from the topsoil during the site preparation for rubber tree plantations from the volume ratio of soil lost: $(h_{CS}/2) \times (W_T/D_{PR})$ (Fig. 3). Since its organic carbon in the displaced soil is more prone to be released into the air, we assumed that all of the soil carbon was released to provide a conservative estimate. On the assumptions that $h_{CS} = 0.44$ m, $D_{PR} = 4.45$ m, and $W_T = 1.23$ m, we estimated the soil volume to a depth of 0.22 m ($h_{CS}/2$) that 28% (W_T/D_{PR}) of the volume was lost during site preparation. Since the soil carbon fraction was generally high in this shallow layer, we used the default value for the soil organic carbon stock to a depth of 0.3 m obtained for moist tropical soils with low-activity clay (47 Mg-C ha^{-1} ; IPCC 2003) itself to represent the soil organic carbon stock to a depth of 0.22 m. On this basis, we assumed that $12.9 \text{ Mg-C ha}^{-1}$ was lost at every site during site preparation for the rubber tree plantations. Recovery of soil carbon levels as the rubber tree plantation aged was assumed to be negligible, because previous research found no clear trend in the soil carbon stock with increasing stand age in rubber tree plantations established in a forest with a seasonal climate in Cambodia (Toriyama et al. 2011).

We predicted the carbon stock in natural vegetation in the fallowed slash-and-burn land using an equation (Kiyono et al. 2008, 2011) developed on the basis of data from three provinces (Luang Prabang, Udomxai, and Houaphan) in northern Laos. The equation provides the sum of the carbon stock in the aboveground biomass, belowground biomass, dead wood, and litter:

$$\text{Carbon stock} = 4.50 + 11.9 \ln(Y) + 0.00903 \text{ Alt} - 4.43 G \quad (3)$$

$(R^2 = 0.822, P < 0.0001)$

where *Carbon stock* is the sum of the carbon stock in the aboveground biomass, belowground biomass, dead wood, and litter (Mg-C ha^{-1}), Y is the number of years since

the last crops. *Alt* is the elevation (m a.s.l.), and G is 1 when grazing has occurred and 0 without grazing. This equation is considered to be applicable to the stand with stand age ranged from one to 35 years (Kiyono et al. 2011).

In the present study, the carbon stock at an elevation of 707 m a.s.l. (the mean value for the plots in Table 1) and without grazing activity was selected for our predictions as the equation (4).

$$\text{Carbon stock} = 10.88 + 11.9 \ln(Y) \quad (4)$$

Time-averaged carbon stock was estimated for rubber tree plantations by replacing *Stand age* in Equation (2) with various years after establishment of the rubber tree plantations from 0 to 30 years on the assumption of a 30-year economic life of the rubber trees: Time (period after rubber tree planting)-averaged carbon stock. For slash-and-burn agriculture, the time-averaged carbon stock was estimated by replacing Y in Equation (4) with various number of years after the last crop under slash-and-burn agriculture from 0 to 20 years, the mean fallow period used for slash-and-burn agriculture in the region in the 1970s: Time (fallow period)-averaged carbon stock.

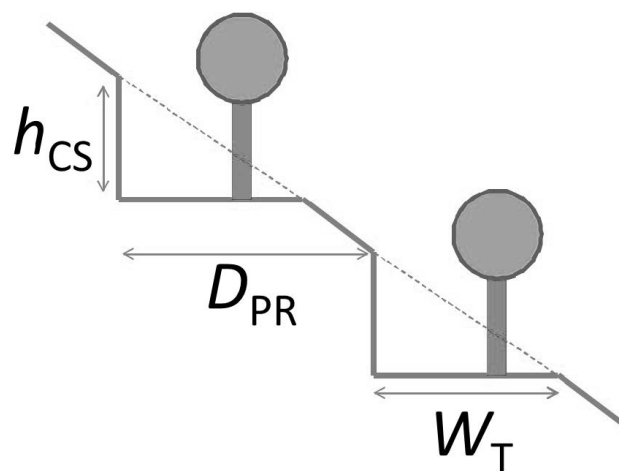


Fig. 3. Schematic profile of the geometry of the slopes in a terraced rubber tree plantation.

D_{PR} , distance between the planting rows; W_T , width of the terrace; h_{CS} , height of the cut slope.

3. Results and discussion

3.1 Carbon sequestration rates of rubber tree plantations and of fallowed slash-and-burn agriculture

The carbon stock of the rubber trees (Fig. 4) was small during the initial stages of plantation growth; the current annual increment (CAI; obtained as slope of regression line)

for the 3- to 4-year-old stands ($n = 5$) was averaged at $3.7 \text{ Mg-C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. However, it increased rapidly at around 5 years once the rubber trees were established; CAI for the 5- to 6-year-old stands ($n = 4$) was $11.7 \text{ Mg-C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The growth then looked slow; CAI for the 11- to 15-year-old stands ($n = 6$) was $2.9 \text{ Mg-C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. Rubber tapping, which started around 5 to 7 years after planting, might have slowed the biomass accumulation rate.

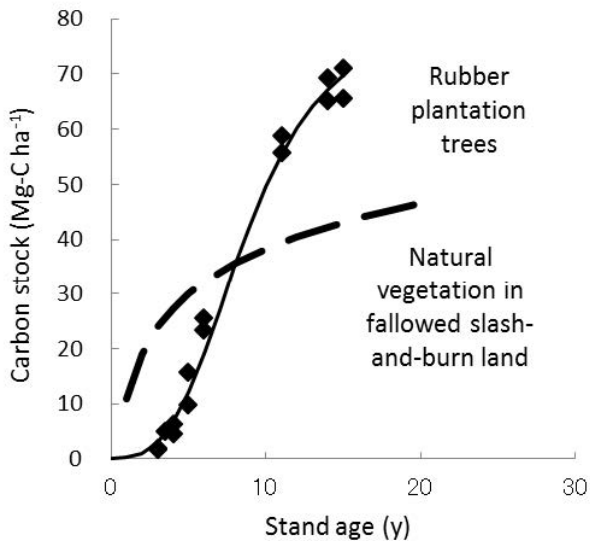


Fig. 4. Relationship between stand age and the carbon stock of rubber tree plantation and natural vegetation in the fallowed slash-and-burn land.

Rubber tree plantation: the carbon stock equals the sum of the carbon stock in aboveground and belowground biomass of rubber trees.

Natural vegetation in fallowed slash-and-burn land: the carbon stock equals the sum of the carbon stock in aboveground biomass, belowground biomass, dead wood, and litter.

The carbon stock in the fallowed slash-and-burn land by Equation (4) increased markedly during the first few years, and exceeded that in the rubber tree plantation during the initial stages of the fallow period (Fig. 4). However, the rate of increase slowed over time, and after around 8 years, fell below the rate for the rubber tree plantation. The dominant species of natural vegetation in the fallowed slash-and-burn land were usually bamboo and pyrophytic trees that sprouted from stumps after the land was fallowed; these included *Bambusa* sp., *Cephalostachyum* sp., and *Cratoxylum formosum* ssp. *pruniflorum* (Kiyono et al. 2007). Young sprouts from the bamboo rhizomes and tree stumps of the pyrophytic species may grow rapidly during the initial stages of recolonization of the fallowed site. However, they grow more slowly than rubber trees during later stages.

3.2 Comparison of the climate change mitigation benefits of rubber tree plantations and fallowed slash-and-burn agriculture

The time (fallow period)-averaged sum of the carbon stock in the aboveground biomass, belowground biomass, dead wood, and litter was estimated at $18.6 \text{ Mg-C ha}^{-1}$ for a slash-and-burn agricultural system after 1 year of cultivation and a 5-year fallow period (Table 2), which was the mean fallow period during the 1990s (Roder 1997). For the rubber tree plantation (Table 2), the time (period after rubber tree planting)-averaged carbon stock in the tree biomass was estimated using Equation (2) at $50.0 \text{ Mg-C ha}^{-1}$ on the assumption of a 30-year economic life of the rubber trees. Although the rubber tree plantation's values did not include the dead wood and litter carbon stocks, they nonetheless far exceeded those in the slash-and-burn agricultural system after 15 years. This result suggests that the conversion from slash-and-burn agriculture with a short fallow period into rubber tree plantations increases carbon sequestration and mitigates climate change.

3.3 A comparison of carbon sequestration rates when planting rubber trees causes additional land use change from natural forest to slash-and-burn fields

Since rubber tapping starts between 5 and 7 years after plantation establishment, slash-and-burn farmers must obtain their food and meet their other basic needs from outside the land that has been converted to rubber tree plantations. We estimated the carbon loss when "forest in the land reserved for future use", land that will be used for agriculture or other purposes in future, is converted to slash-and-burn agricultural land on the assumption that (i) the area of forest converted to new slash-and-burn agricultural land equaled (ii) the area of land converted from slash-and-burn fields to rubber tree plantations. However, since carbon stock data for the "forest in the land reserved for future use" was unavailable, we used a carbon stock of $173.0 \text{ Mg-C ha}^{-1}$ as the averaged biomass carbon stock of natural forest in our study area. This value represents the mean biomass carbon stock of forests in Luang Prabang Province, which we calculated from data from the Asia Air Survey Co. (2011): the mean overstory tree height (OTH , 19.2 m) of forests in Luang Prabang Province was related to tree biomass carbon stock (BCS) using the following empirical equation: $BCS = 0.0959 OTH^{2.5373}$, $R^2 = 0.9227$.

The time (stand age)-averaged sum of the carbon stock becomes positive after 5 years when no additional forest is converted to slash-and-burn agriculture, but remains negative throughout the economic life of the rubber trees when the conversion of natural forest for agriculture is considered (Table 2).

Table 2. A comparison of the time-averaged sum of the carbon stock for three main land-use scenarios in the study area.

Year ^a	Time-averaged sum of the first-rotation carbon stock		
	Slash-and-burn agriculture ^b	Rubber plantations converted from fallowed slash-and-burn agricultural land after 5 years ^c	
		No additional forest converted to slash-and-burn agriculture	Conversion of natural forest to replace lost areas of slash-and-burn agriculture ^d
	Mg-C ha ⁻¹	Mg-C ha ⁻¹	Mg-C ha ⁻¹
0	0.0	-12.9	-185.9
5	18.6	-0.4	-173.4
10	25.4	16.2	-156.8
15	30.2	29.6	-143.4
20	33.7	38.9	-134.1
25	—	45.3	-127.7
30	—	50.0	-123.0

^a Years after the last crop under slash-and-burn agriculture or after establishment of the rubber tree plantation.

^b Time (fallow period)-averaged carbon stock estimated using $Carbon\ stock = 10.88 + 11.9 \ln(Y)$ (after Kiyono et al. 2008, 2011) where *Carbon stock* is the sum of the carbon stock in aboveground biomass, belowground biomass, dead wood, and litter (Mg-C ha⁻¹); *Y* is the number of years since the last crop. The boldfaced value of 18.6 is for the recent mean fallow period.

^c Time (period after rubber tree planting)-averaged carbon stock estimated using $Biomass\ carbon_{RT} = 78.1 \times 0.000515^{0.755^{Stand\ age}}$ ($n = 15$, $R^2 = 0.9794$, $P < 0.0001$), where the stand age ranged from 3 to 15 years. The values for 20-30 years are outside the applicable range of the equation. However, the values appear reasonable in comparison with those obtained from Malaysian rubber tree plantations (calculated from the biomass in Cannell (1982) with the default carbon fraction of 0.5 (IPCC 2003)): 67.7 Mg-C ha⁻¹ in a 24-year-old stand and 141.5 Mg-C ha⁻¹ in a 33-year-old stand. The boldfaced values of 50.0 and -123.0 are for rubber trees at the assumed end of their economic life.

3.4 Probable requirements to achieve climate change benefits by introducing rubber tree plantations in northern Laos

Our results show that converting the land-use system from fallowed slash-and-burn fields to rubber tree plantations may help mitigate climate change by increasing the carbon stock (Table 2), while also generating a new income source by selling latex of rubber tree or wage labor in plantations for local people. However, when natural forest reserves must be converted into slash-and-burn agriculture to feed local residents, this benefit is lost, and there is a large negative effect resulting from the net decrease in the local carbon stock (Table 2). The benefit from introducing rubber trees depends on the assumption that (i) the rubber tree plantations are successful and that (ii) the incomes from rubber production and the enhancement of carbon sequestration rates will not jeopardize the other ecosystem services provided for local residents, such as a

food supply and the other goods and services that people received before introducing rubber tree plantations.

It's also important to note that rubber trees are an exotic plant in Laos, and that northern Laos has only a short history of planting these trees. Since rubber tree plantations have so far been established mostly in the lowland humid tropics, cultivars must be identified that are capable of thriving in the monsoon tropics in regions such as the study area, which has a relatively long dry period (Fig. 2), to ensure that they provide an acceptable economic yield. Table 1 lists 2 different cultivars. According to a preliminary comparison of cultivar 001, the mean values between 4 and 6 years of age (plots 8, 9, 12, and 13), to cultivar 600 at 5 years (plots 14 and 15), no significant difference was found at present. The market value of rubber products from Laos is not secure (Vangkhamor et al. 2008), so the economic viability criterion may not be obtainable. Since the ecological and economic suitability

of the plantation sites in northern Laos remains uncertain, the rubber tree plantations that have been established must be monitored to confirm the benefits of introducing rubber trees into the region. In addition, it will be necessary to confirm that there are no unexpected consequences from establishing the plantations, such as increased soil erosion or a loss of native species that results from the conversion of forest reserves to new agricultural land.

In terms of the carbon credits provided by increasing carbon stocks, A/R CDM projects accept land-use changes only from non-forest to forest vegetation (UNFCCC and CCNUCC 2007). Land-use change from slash-and-burn fields with low levels of woody vegetation to rubber tree plantations meets this criterion. However, fallowed slash-and-burn agricultural land with sufficient woody vegetation to meet the criteria for forested land in the national greenhouse gas inventory is also defined as forest (IPCC 2006). Land-use change from such "forest" to rubber tree plantations does not meet the A/R CDM criteria. Although the applicability of the REDD+ rules is uncertain in this situation, if the rubber tree plantations can be defined as forest, the change in land use from slash-and-burn agricultural land to rubber tree plantations could be considered to represent an enhancement of the forest carbon stocks. However, our results show that if additional forest reserves must be converted into agricultural land to feed local residents, the large net loss of carbon sequestration means that this change should not qualify for a carbon credit.

In terms of biodiversity, conversion of natural forest to slash-and-burn agricultural fields and from slash-and-burn fields to rubber tree plantations can result in a decline in species richness or can bias the species composition compared with the natural conditions of the region's forests. To mitigate such changes and changes in the production of non-timber forest products and other ecosystem services, it will be necessary to establish more balanced land uses through the development of effective land-use plans based on statistics to address food security and environmental impacts. This will include the need for regulations to control the establishment of rubber tree plantations based on an understanding of the differences between natural forest ecosystems and rubber tree plantations.

In conclusion, the conversion of the land-use system from short-fallow (e.g., 5-year) slash-and-burn agriculture to rubber tree plantations could mitigate climate change if it can minimize the environmental and economic risks to residents of the region. Our results therefore support more informed international discussion about climate change mitigation in the study area.

Acknowledgments

This study was conducted as part of programs B-072 and A-0802 of the Global Environment Research Fund of the Ministry of the Environment, Japan, and under "The emergency project to develop the structure of promoting REDD action" of the Forestry Agency, Japan. Special thanks are due to

Mr. Si Amphone Siboune of the Department of Forestry, Ministry of Agriculture and Forestry and the chief of Silalek Village and the head of the Xiang Ngeun District Office of Luang Prabang Province, the Lao People's Democratic Republic for helping with our field measurements in October 2009.

References

- Asia Air Survey Co., Ltd. (2011) A report for the project supporting activities in developing countries for preventing deforestation: the 2010 fiscal year. Asia Air Survey Co., Ltd., Tokyo
- Cannell, M. G. R. (1982) World forest biomass and primary production data. Academic Press, London
- Chaudhuri, D., Vinod, K. K. and Potty, S. N. (1995) Estimation of biomass in *Hevea* clones by regression method: relation between girth and biomass. *Indian J Nat Rubber Res*, 8(2), 113-116.
- Etherington, D. M. (1977) A stochastic models for the optimal replacement of rubber trees. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 21(1), 40-58.
- FAO (2010) Global Forest Resources Assessment 2010 Main report. FAO Forestry Paper 163, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome
- Giroh, D. Y., Adebayo, E. F. and Jongur, A. A. U. (2014) Efficiency of Latex Production in Rubber Plantations in Edo and Delta States, Nigeria. *American Journal of Research Communication* www.usa-journals.com, <http://www.usa-journals.com/wp-content/uploads/2012/11/Giroh.pdf>
- Gnanaharan, R. and Mathew, G. (1982) Preservative treatment of rubber wood (*Hevea brasiliensis*). KFRI Research Report 15. <http://docs.kfri.res.in/KFRI-RR/KFRI-RR015.pdf>
- Inoue, Y., Kiyono, Y., Asai, H., Ochiai, Y., Qi, J., Olioso, A., Shiraiwa, T., Horie, T., Saito, K. and Dounagsavanh, L. (2010) Assessing land use and carbon stock in slash-and-burn ecosystems in tropical mountain of Laos based on time-series satellite image. *Int. J. of Applied Earth Obs. And Geoinf.*, 12, 287-297.
- IPCC (2003) Good practice guidance for land use, land-

- use change and forestry. Technical Support Unit, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Hayama
- IPCC (2006) 2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, forestry and other land use. Technical Support Unit IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Hayama
- Khun, K., Mizoue, N., Yoshida, S. and Murakami, T. (2008) Stem volume equation and tree growth for rubber trees in Cambodia. *J. For Plann.*, 13, 335-341.
- Kiyono, Y., Chiba, Y., Asai, H., Shiraiwa, T. and Inoue, Y. (2008) Growth rates of slash-and-burn fallowed forests and humidity before the sunrise in the dry season in montane areas of northern Lao People's Democratic Republic. *Kanto For. Res.*, 59, 149-152. (In Japanese with English abstract)
- Kiyono, Y. and Hastaniah (2005) Patterns of slash-and-burn land use and their effects on forest succession—swidden-land forests in Borneo. *Bull of FFPRI*, 4(4) (No. 397), 259-282.
- Kiyono, Y., Ochiai, Y., Chiba, Y., Asai, H., Saito, K., Shiraiwa, T., Horie, T., Songnouxhai, V., Navongxai, V. and Inoue, Y. (2007) Predicting chronosequential changes in carbon stocks of pachymorph bamboo communities in slash-and-burn agricultural fallow, northern Lao People's Democratic Republic. *J For. Res.*, 12, 371-383.
- Kiyono, Y., Prajadinata, S., Oo, M. Z. and Oosumi, Y. (2006) Development of simplified methodologies for measuring and predicting biomass carbon stock. In: Fiscal report of forestation basic data collection aiming at small-scale environmental planting CDM projects, 2005, Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba, 7-76. (In Japanese)
- Kiyono, Y., Saito, S., Takahashi, T., Toriyama, J., Awaya, Y., Asai, H., Furuya, N., Ochiai, Y., Inoue, Y., Sato, T., Sophal, C., Sam, P., Tith, B., Ito, E., Siregar, C.A. and Matsumoto, M. (2011) Practicalities of non-destructive methodologies in monitoring anthropogenic greenhouse gas emissions from tropical forests under the influence of human intervention. *Jpn. Agric. Res. Quarterly*, 45(2), 233-243.
- Mahanty, S., Fox, J., Nurse, M., Stephen, P. and McLees, L. (2006) Hanging in the balance: equity in community-based natural resource management in Asia. RECOFTC and East-West Center, http://www.recoftc.org/site/uploads/content/pdf/Hanginginthebalanceweb_91.pdf
- Manivong, V. and Cramb, R. A. (2007) Economics of smallholder rubber expansion in Northern Laos. *Agrofor Syst.*, 74, 113-125.
- Mesike, S. C., Sagay, G. A. and Okoh, R. N. (2010) Optimum replacement period for rubber plantation in Nigeria. *Quarterly Int. Journal of Agriculture*, 49(3), 257-270.
- Roder, W. (1997) Slash-and-burn rice systems in transition: challenges for agricultural development in the hills of Northern Laos. *Mountain Res Develop*, 17(1), 1-10.
- Sajen, P. (2006). Aging Indian rubber trees cause concern. Retrieved September 30, 2011, from: http://www.deltaplanttechnologies.com/pr_091806.asp (cited from Giroh et al. 2014)
- Schipani, S. (2007) Ecotourism as an alternative to upland rubber cultivation in the Nam Ha National Protected Area, Luang Namtha. *Juth Pakai*, 8, 6-17.
- Spencer, J. E. (1966) Shifting cultivation in southeastern Asia. University of California Press, Berkeley
- Toriyama, J., Hirai, K., Kiyono, Y., Chann, S., Kanzaki, M., Saito, H. and Takahashi, M. (2011) Carbon storage in rubber plantations of various stand ages in Cambodia. *Kanto For. Res.*, 62, 203-206.
- UNFCCC (2002) The Marrakesh Accords (*continued*). In: Report of the conference of the parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001, Addendum, Part two: Action taken by the conference of the parties, Volume III, FCCC/CP/2001/13/Add.3, 21 January 2002, <http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a03.pdf>
- UNFCCC (2008) Decision 2/CP.13 Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action. In: Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007, Addendum, Part Two: Action taken by the Conference of the Parties, FCCC/CP/2007/6/Add.1* 14 March 2008, <http://unfccc.int/resource/docs/2007/cop13/eng/06a01.pdf>, 8-11.
- UNFCCC (2012) Decision 2/CMP.7 Land use, land-use change and forestry. In: Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its seventh session, held in Durban from 28 November to 11 December 2011, Addendum, Part Two: Action taken by the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol at its seventh session, FCCC/KP/CMP/2011/10/Add.1, 15 March 2012, <http://unfccc.int/resource/docs/2011/cmp7/eng/10a01.pdf#page=11>, 11-21.
- UNFCCC/CCNUCC (2007) Procedures to demonstrate the eligibility of lands for afforestation and reforestation CDM project activities (Version 01). Executive Board

EB 35 Report Annex 18.

- Vangkhamor, S., Phimmassen, K., Silapeth, B., Xayxomphou, B. and Petterson, E. (2008) Key issues in smallholder rubber planting in Oudomxay and Luang Prabang Provinces, Lao PDR. (Ed. Fujita Y), Upland Research and Capacity Development Programme. NAFRI, Vientiane
- Yahya, bin A. K. (2007) Estimating growth (girth), yield and aboveground biomass of *Hevea brasiliensis*: Validation of the WaNuLCAS Model. Journal of Rubber Research, 10(3), 183-192.

焼畑農地のパラゴムノキ林転換には気候変化を緩和する機能があるか？ 北部ラオスにおける事例研究

清野 嘉之^{1)*}、古家 直行²⁾、藤田 直子³⁾、佐藤 保⁴⁾、松本 光朗⁵⁾、
Soukanh BOUNTHABANDID⁶⁾、Somchay SANONTY⁶⁾

要旨

北部ラオスでは 2000 年代にパラゴムノキ (*Hevea brasiliensis*) 林の面積が急増した。15 林分の調査データでパラゴムノキの炭素貯留速度を推定し、焼畑休閑地に成立する天然植生の炭素貯留速度と比較した。パラゴムノキ林の経済的寿命を 30 年とし、地拵え時の土壌からの排出を考慮したときのパラゴムノキ林経営による平均炭素貯留量は $50.0 \text{ Mg-C ha}^{-1}$ と推定された。この値は休閑期間 5 年の焼畑農業経営による平均炭素貯留量の $18.6 \text{ Mg-C ha}^{-1}$ に比べ明らかに大きい。しかし、パラゴムノキ林造成により農地が失われ、天然林の農地転換が引き起こされると、パラゴムノキ林造成による平均炭素貯留量増加のメリットはなくなる。結論として、短期休閑の焼畑農地のパラゴムノキ林転換は、それが新たな天然林の焼畑転換をとまなわず、パラゴムノキ林転換で発生する地域住民への環境や経済的リスクを最少化するのであれば、気候変化の緩和に役立てることができる。

キーワード：バイオマス、炭素貯留、土地利用変化、REDD+、パラゴムノキ、焼畑農業

原稿受付：平成 26 年 1 月 27 日 原稿受理：平成 26 年 6 月 23 日

1) 森林総合研究所研究コーディネータ

2) 北海道支所

3) 九州大学

4) 森林総合研究所森林植生研究領域

5) 森林総合研究所研究コーディネータ

6) Soukanh BOUNTHABANDID, Somchay SANONTY (ラオス森林局)

* 森林総合研究所研究コーディネータ 〒 305-8687 茨城県つくば市松の里 1

論文 (Original article)

Drought and salt stress tolerance of ozone-tolerant transgenic poplar with an antisense DNA for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase

Satoshi KOGAWARA¹⁾, Takeshi MOHRI^{2)*}, Tomohiro IGASAKI²⁾, Nobuyoshi NAKAJIMA³⁾ and Kenji SHINOHARA²⁾

Abstract

We examined the drought and salt stress tolerance of transgenic poplar (*Populus nigra* var. *italica* Koehne) with an antisense DNA for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase (ACS). Our previous report had already revealed that this transgenic poplar had higher ozone tolerance. Compared with the wild-type, drought-induced senescence and defoliation of mature leaves was ameliorated in the transgenic poplar. Under salt stress, the transgenic poplar showed less foliar injury and maintained a higher photosynthetic activity than the wild-type. The mature leaves showed induction of ethylene biosynthesis under drought and salt stresses, which was attenuated in the transgenic plants as observed under ozone stress. Although the expression of ACS gene in the mature leaves was induced by both drought and salt stress, the level of induction was lower in the transgenic poplar than in the wild-type. Therefore, it is assumed that the ACS gene is responsible for the increase in ethylene biosynthesis under these stresses. These results suggest that down-regulation of the ACS gene by the introduction of an antisense DNA is effective in enhancing the tolerance of poplar to multiple stresses.

Key words : ACC synthase, environmental stresses, Lombardy poplar, suppression of ethylene biosynthesis

1. Introduction

Genetic engineering has the potential to allow selective improvement of individual traits in forest trees without the loss of any of the desired traits of the parental line. Using such techniques, we can overcome the difficulties associated with the breeding of long-lived perennials that need a long time to produce progeny. As a result of environmentally damaging development and unsustainable land use, the expansion of degraded land has recently become a social problem around the world. Afforestation and reforestation of abandoned land is important to restore biological productivity and to improve carbon sequestration. Genetically modified woody plants tolerant to environmental stresses are expected to contribute to the rehabilitation of such degraded land.

Plants are known to increase ethylene biosynthesis in response to environmental stresses. Ethylene is synthesized from S-adenosyl-L-methionine via 1-aminocyclopropane-1-carboxylate (ACC) in higher plants, and ACC synthase (ACS; EC 4.4.1.14) often catalyzes the rate-limiting step in ethylene biosynthesis (Yang and Hoffman 1984). Increased ethylene biosynthesis under various stresses has been attributed to induced ACS activity. Ethylene is a plant

hormone involved in regulation of growth and development in response to environmental stresses (Wang et al. 2002), and in disease resistance (van Loon et al. 2006), although a high concentration of ethylene is usually deleterious to plant growth (Czarny et al. 2006, Pierik et al. 2006). Increased ethylene production accelerates senescence and often causes foliar injury. For example, ozone, the main oxidant component of photochemical smog is known to induce ethylene production in plant species, which is considered to correlate with the level of leaf necrosis (Nakajima et al. 2002). Genetic engineering to decrease ACS expression is expected to efficiently attenuate the deleterious effects of excess ethylene production. Previously, we succeeded in improving the ozone tolerance of tobacco (Nakajima et al. 2002) and poplar plants (*Populus nigra* var. *italica* Koehne; Mohri et al. 2011) with an antisense DNA for the early ozone-inducible ACS gene.

The environment in degraded land is often complicated and a variety of abiotic stresses are imposed on plants living there. For a transgenic tree with high tolerance to a particular stress, evaluation of its tolerance to other environmental stresses is important for its applicability to the rehabilitation of degraded land. Since ethylene is known

Received 21 February 2014, Accepted 19 June 2014

1) Asian Natural Environmental Science Center, The University of Tokyo

2) Department of Molecular and Cell Biology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

3) Center for Environmental Biology and Ecosystem Studies, National Institute for Environmental Studies

* Department of Molecular and Cell Biology, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: mohri@ffpri.affrc.go.jp

to participate in signal transduction in response to various stresses, down-regulation of the *ACS* gene is expected to provide tolerance not only to ozone (Mohri et al. 2011) but also to other environmental stresses. In the present study, we found that ozone-tolerant transgenic poplar also has tolerance to drought and salt stresses. We will discuss the availability of genetic engineering through the suppression of ethylene biosynthesis by a down-regulation of the *ACS* gene.

2. Materials and Methods

2.1 Plant material

The ozone-tolerant transgenic poplar (*Populus nigra* var. *italica* Koehne) used in this study was the same line described previously (Mohri et al. 2011), in which an antisense DNA for the early ozone-inducible *ACS* gene was introduced and over-expressed under the control of the cauliflower mosaic virus 35S promoter, resulting in reduced induction of endogenous *ACS* expression and ethylene production by ozone stress than in wild-type poplar. Young trees of both wild-type and transgenic poplar were obtained by propagation of rooted cuttings. Rooting of these poplars was achieved in 300 mL pots filled with vermiculite that were irrigated twice a week with nutrient solution (Shinohara et al. 1998). They were grown in a room maintained at 25°C, under a photosynthetic photon flux density (PPFD) of 60 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in a 16h-light/8h-dark cycle. They were transplanted to the experimental system for drought or salt stress treatment when their shoot length reached 10–20 cm.

2.2 Drought stress treatment

Cuttings (approximately 15 cm height) were transplanted into 1.0 L plastic pots filled with washed sand that were irrigated daily with water containing nutrients as described previously (Shinohara et al. 1998). Ten days after transplanting, the plants were transferred to an artificial-light room maintained at 25°C and 70% relative humidity, with a PPFD of 200 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ from metal halide lamps during a 16-h photoperiod, and were allowed to acclimate to the experimental conditions for one month. For half of the cuttings, drought stress treatment was initiated by withholding irrigation and was continued for 5 days. During the treatment, sand moisture was measured by inserting a theta probe (ML2x; Delta-T Devices, Ltd., Cambridge, UK) into the sand. The treatment was applied to three replicates for both wild-type and transgenic plants.

2.3 Salt stress treatment

Cuttings (approximately 15 cm height) were

transplanted to hydroponic culture in 20-L plastic tanks containing 15 L of the nutrient solution described above, which was aerated by bubbling air at a rate of 150 mL min^{-1} and was replenished every 5 days. In each tank, a polyvinyl chloride plate with holes to allow the shoots to protrude was floated on the surface of the nutrient solution. Each cutting was suspended from the lid through a hole padded with sponge to seal the space. To acclimate to the hydroponic culture system, cuttings were grown in an artificial-light room with a PPFD of 60 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ for 3 weeks after transplanting and were rotated between tanks. Thereafter, half of the cuttings were placed in nutrient solution with 80 mM NaCl added. This concentration was selected to prevent rapid dehydration resulting from a decrease in water uptake. The low light condition was selected during the treatment in order to prevent excessive water loss by transpiration. The treatment was applied to three replicates for both wild-type and transgenic plants, and was continued for 6 days.

2.4 Measurements of gas exchange

The net photosynthetic rate (P_n) and stomatal conductance (g_s) of the seventh leaf from the apex were estimated in the artificial-light room with a portable photosynthesis system (LI-6400, Li-Cor, Lincoln, NE, USA) equipped with a blue-red light emitting diode as a light source (6400-02B, Li-Cor). The two activities were measured under PPFDs of 200 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and 60 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ for poplar plants exposed to drought stress and salt stress, respectively. The concentration of CO_2 was 370 $\mu\text{mol mol}^{-1}$.

2.5 Measurements of ethylene production

The rate of ethylene production was measured as described by Bae et al. (1996). Leaves were excised from all plants used for the measurements of P_n and g_s after 4 days of drought stress and 5 days of salt stress, and incubated in sealed flasks under light for 1 h. Then, 1 mL of gas was withdrawn from each flask, and ethylene was analyzed using a gas chromatograph equipped with a flame ionization detector (GC-7 A; Shimadzu, Tokyo, Japan).

2.6 Measurements of chlorophyll content

Chlorophyll (Chl) content was determined spectrophotometrically according to Arnon (1949). After 5 days of drought stress, leaf discs were excised from the eighth leaf from the apex. Each frozen leaf disc was powdered by grinding in a mortar and pestle with liquid N_2 , followed by further grinding with 80% acetone.

2.7 Quantification of ACS gene expression

The expression of the endogenous *ACS* gene in mature leaves was quantified by reverse transcription quantitative real-time PCR (RT-qPCR) using gene-specific primers. The upstream and downstream primer sequences were 5'-GAG AGT TAG AGG AGG AAG GGT GA-3' and 5'-GGA GAA GGA ACA AGG AAA GCA-3', respectively. For plants subjected to drought stress, a leaf disc was prepared from the same leaf that was used for measurement of Chl. For each plant subjected to salt stress, a leaf disc was prepared from the eighth leaf from the apex after 5 days of salt stress treatment. Total RNA was isolated from the discs by the hexadecyltrimethylammonium bromide-chloroform extraction procedure (Shinohara and Murakami 1996), and purified with a Wizard[®] SV Total RNA Isolation kit (Promega, Madison, WI, USA). First-strand cDNA was synthesized for qPCR under same conditions described previously (Nishiguchi et al. 2012). The expression level of the polyubiquitin gene (*PnUB1*) was used as a control.

3. Results

3.1 Responses to drought stress

We monitored the water content of sand cultures during the drought-stress treatment to examine whether the stress was imposed on each plant to the same extent. The water content decreased in the same manner in the pots of both wild-type and transgenic poplars after the stress experiment began (Fig. S1). This indicated that there was no difference in the intensity of drought stress between the wild-type and transgenic plants.

Under these conditions, differences in gas exchange characteristics and visible symptoms were investigated among the wild-type and transgenic poplars. The P_n and g_s values were not affected by 2 days of treatment. Complete arrest of photosynthesis and stomatal closure were observed in both wild-type and transgenic poplars after 4 days of drought stress (Fig. 1), when all plants showed bent petioles simultaneously. During the first 2 days of treatment, the g_s value was higher in the transgenic poplar than in the wild-

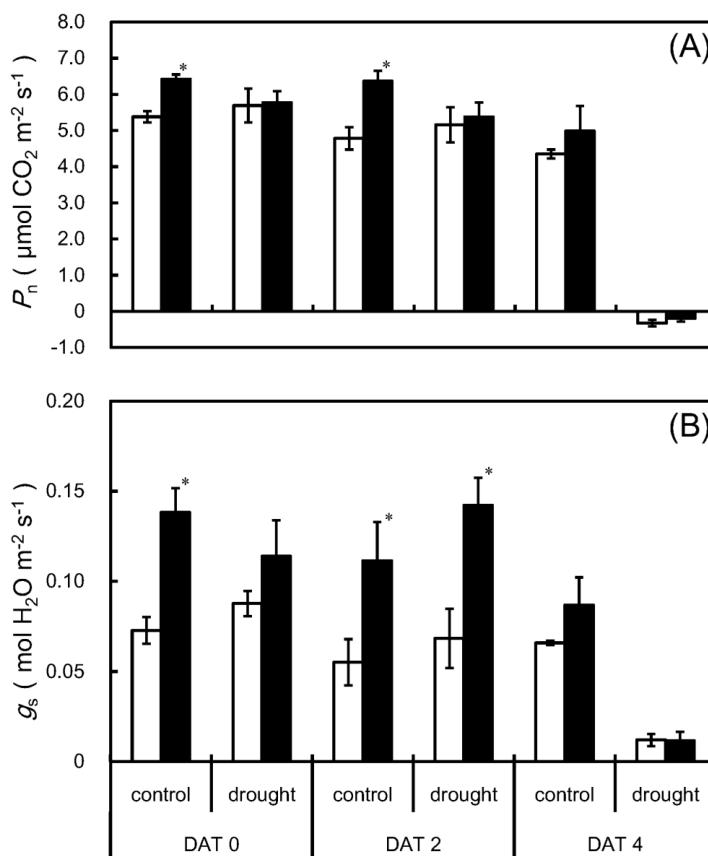


Fig. 1. Net photosynthetic rate, P_n (A) and stomatal conductance, g_s (B) responses of wild-type (white bars) and transgenic (black bars) poplars to drought stress. Gas exchange measurements on mature leaves under the control and drought treatments were carried out at 0, 2, and 4 days after treatment (DAT). Data represent means plus standard errors ($n = 3$). * indicates a significant difference between the wild-type and transgenic poplars in each treatment at $P < 0.05$ (t -test).

type irrespective of the stress treatment, while the P_n value was slightly higher in the transgenic poplar than in the wild-type under the control conditions. This was consistent with our previous results, in which transgenic tobacco with an antisense *ACS* DNA had a higher g_s value (Nakajima et al. 2002). Necrosis appeared and spread mainly in the mature leaves after 4 days of treatment. There was less leaf bronzing and defoliation in the transgenic poplar than in the wild-type (Fig. 2A). It is well known that foliar Chl breakdown can be accelerated by stress-induced senescence. In the present study, the total Chl content of mature leaves was decreased by the stress treatment, and was more pronounced in the wild-type poplar (Fig. 2B). Thus, drought-induced senescence was delayed in the transgenic poplar with an antisense *ACS* DNA.

To investigate the difference in the severity of leaf injury, the level of ethylene production was compared under drought stress. Although no ethylene was detected in either wild-type or transgenic poplar in the absence of stress, ethylene biosynthesis was induced under drought stress (Fig. 2C). The drought-induced ethylene production in the leaves of transgenic poplars was about 4 times lower than in those of the wild-type. The delay of drought-induced senescence in the transgenic poplar is attributable to the suppression of ethylene production. Similarly, the level of *ACS* gene expression under drought stress was lower in the transgenic poplar than in the wild-type (Fig. 2D). The similar patterns of ethylene production and gene expression suggest that the *ACS* gene plays an important role in ethylene production under drought stress.

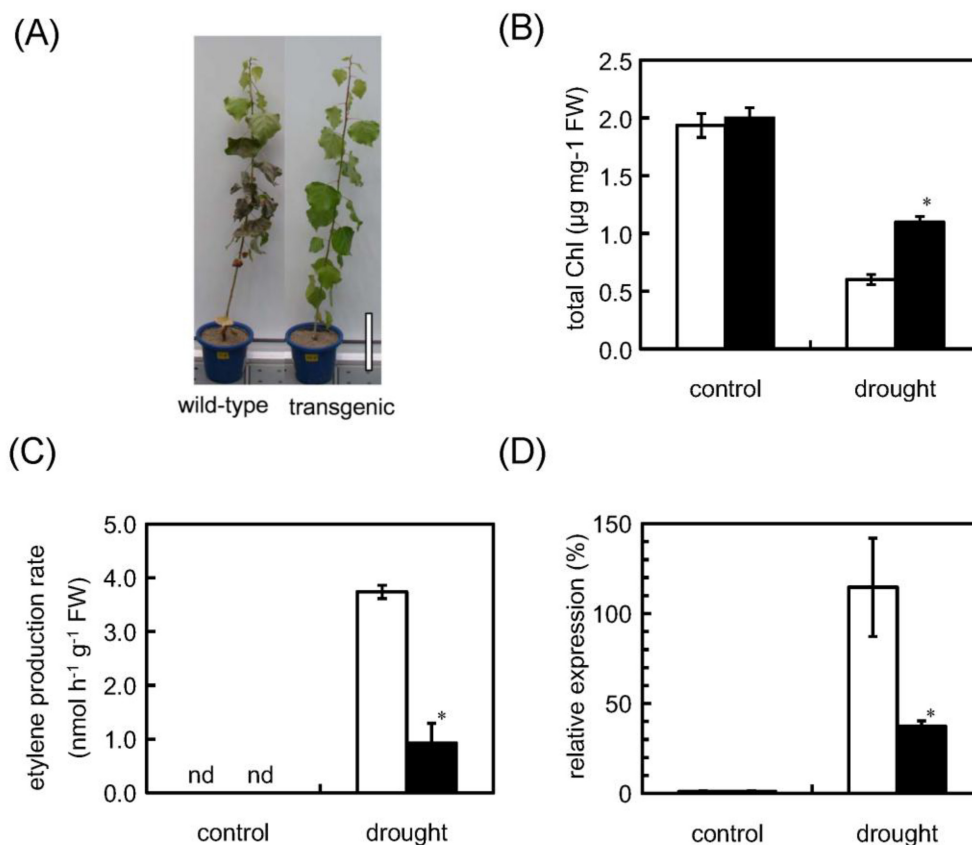


Fig. 2. Drought-induced damage of mature leaves and ethylene biosynthesis. (A) Visible foliar injuries in response to drought stress. On Day 5 of the treatment, leaf bronzing and defoliation was observed. Scale bar = 10 cm. (B) Decrease in total chlorophyll (Chl) content of mature leaves in wild-type (white bars) and transgenic (black bars) poplars under drought stress. Chl was extracted from mature leaves under the control and drought treatment. (C) Drought-induced ethylene production from mature leaves of wild-type and transgenic poplars. Mature leaves under the control and drought treatments were excised from each plant, and the ethylene they emitted was collected. (D) Drought-induced expression of endogenous *ACS* in mature leaves of wild-type and transgenic poplars. Total RNA was extracted from mature leaves under the control and drought treatments. The expression levels of *ACS* are expressed relative to the wild-type poplar under control conditions. All data represent means plus standard errors ($n = 3$). * indicates a significant difference between the genotypes in each treatment at $P < 0.05$ (t -test). nd indicates not detected.

3.2 Responses to salt stress

The salt stress treatment decreased P_n in both the wild-type and transgenic poplars (Fig. 3), but the inhibition of P_n was moderate in the transgenic poplar compared with the wild-type (Fig. 3A). P_n was completely inhibited in the wild-type plants after 2 days of salt stress (Fig. 3A). The g_s value was decreased by the treatment more slowly in the transgenic poplar than in the wild-type (Fig. 3B). After 6 days of salt stress, gas exchange rate was not measurable in the wild-type (Fig. 3B) because of extremely low g_s .

Visible injuries appeared on mature leaves after 6 days of salt stress but spread more slowly in transgenic poplars than in the wild-type (Fig. 4A). This result indicated that the impact of salt stress on leaf integrity was attenuated in the transgenic poplar with an antisense *ACS* DNA. As

in the drought stress experiment, ethylene production was not detected under control conditions, but was induced in mature leaves by salt stress (Fig. 4B). The ethylene production under salt stress was lower in the mature leaves of transgenic poplar than in those of the wild-type (Fig. 4B). Therefore, we presume that the decrease in ethylene production could have beneficial effects on the tolerance of transgenic poplar to salt stress. The inducibility of ethylene production was consistent with the response of *ACS* expression to salt stress. Although salt-induced expression of *ACS* was observed in both the wild-type and transgenic poplars, it was induced to a lesser extent in the transgenic plants (Fig. 4C), suggesting that the *ACS* could be associated with both salt-induced and drought-induced ethylene production.

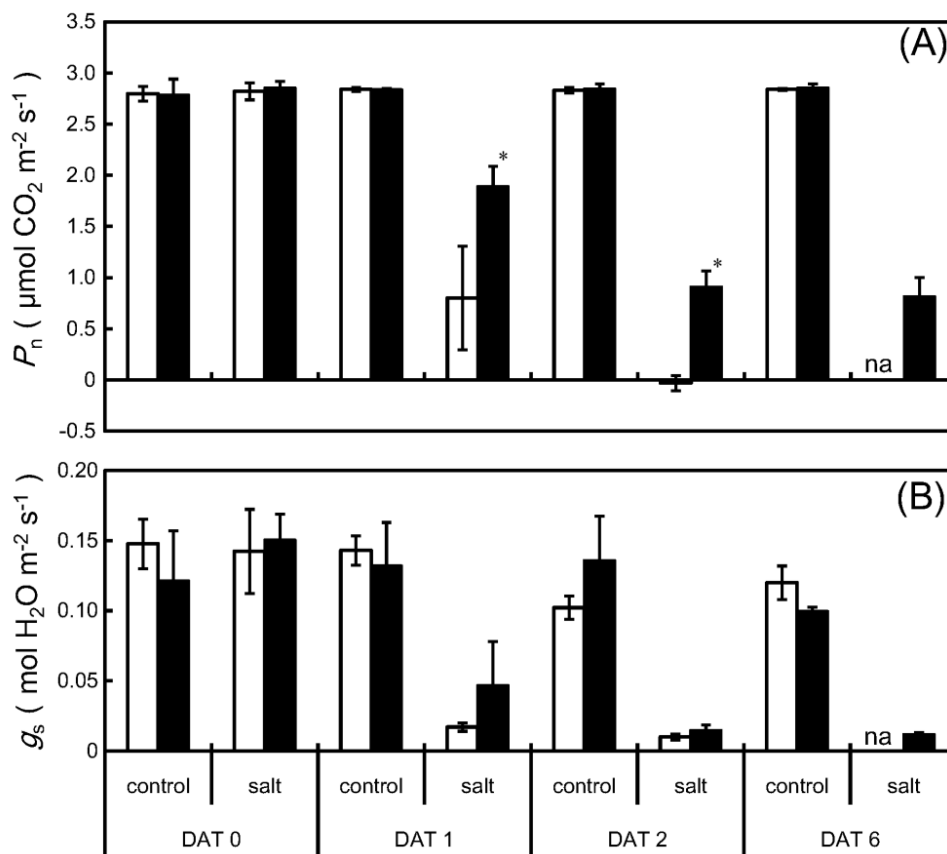


Fig. 3. Net photosynthetic rate, P_n (A) and stomatal conductance, g_s (B) responses of wild-type (white bars) and transgenic (black bars) poplars to salt stress. Gas exchange measurements on mature leaves under the control and salt treatments were carried out at 0, 1, 2 and 6 days after treatment (DAT). The data represent means plus standard errors ($n = 3$). * indicates a significant difference between the wild-type and transgenic poplars in each treatment at $P < 0.05$ (t -test). na indicates data not available because of extremely low stomatal conductance.

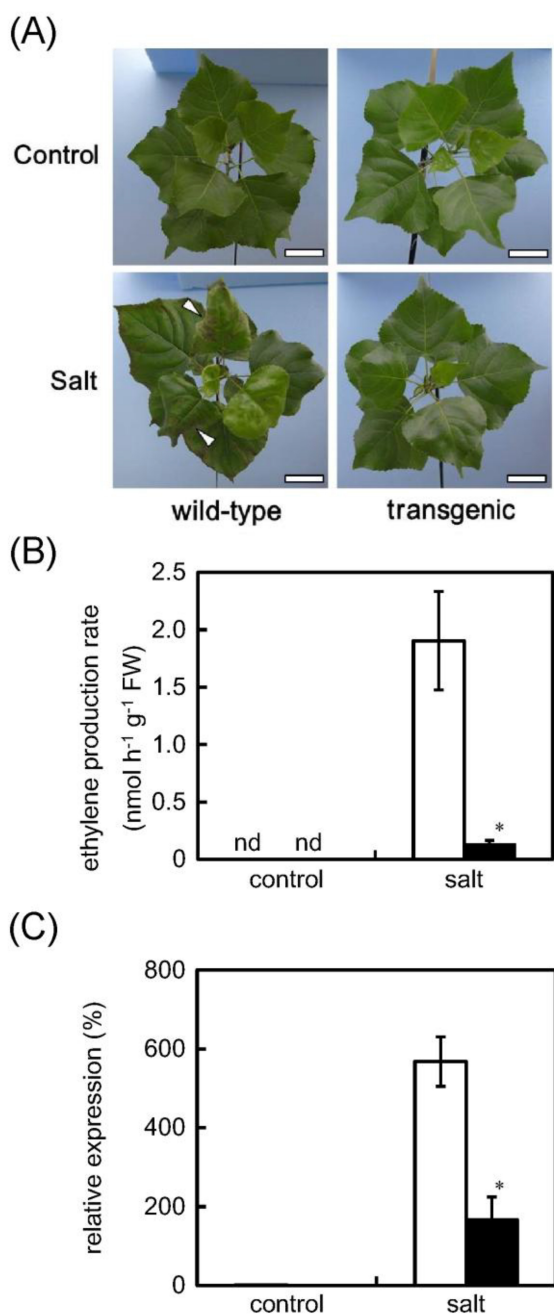


Fig. 4. Salt-induced damage of mature leaves and ethylene biosynthesis. (A) The phenotype of poplars seen from directly above. Under salt stress for 6 days, leaf edge necrosis was advanced in the wild-type (white arrowheads), but barely apparent in the transgenic poplar. (B) Salt-induced ethylene production from mature leaves of wild-type (white bar) and transgenic (black bar) poplars. Ethylene emitted from mature leaves under the control and salt treatments was collected. (C) Salt-induced expression of endogenous *ACS* in mature leaves of wild-type and transgenic poplars. Total RNA was extracted from mature leaves under the control and salt treatments. The expression levels of *ACS* are expressed relative to the wild-type poplar under control conditions. All data represent means plus standard errors ($n = 3$). * indicates a significant difference between the genotypes in each treatment at $P < 0.05$ (t -test). nd indicates not detected.

4. Discussion

Transgenic poplar with an antisense *ACS* DNA exhibited tolerance not only to ozone stress (Mohri et al. 2011), but also to drought and salt stresses as shown in the present study. Under drought stress, drought-induced senescence, which occurs after stomatal closure and photosynthetic inhibition (Fig. 1A, B), was moderate in the transgenic poplar (Fig. 2A, B). This trait should be advantageous, especially in conditions of transient water deficit since there are more chances to resume photosynthesis after re-watering. In response to salt stress, the transgenic poplar maintained photosynthetic activity (Fig. 3) and displayed only minor symptoms of necrosis (Fig. 4A). These results suggest that the transgenic poplar with an antisense *ACS* DNA has a significant growth advantage under salt stress.

In response to drought stress, the wild-type poplars showed a significant increase in ethylene production (Fig. 2C), as seen in other plant species, including wheat (Apelbaum and Yang 1981, Beltrano et al. 1999), alfalfa (Irigoyen et al. 1992) and jack pine (Rajasekaran and Blake 1999). Foliar ethylene production was also induced in response to salt stress (Fig. 4B), as observed in tomato (Feng and Barker 1992) and red pepper (Siddikee et al. 2011). An increase in ethylene biosynthesis has been implicated in drought-induced senescence, since loss of *ACS* expression delayed the onset of senescence during drought stress as well as natural senescence (Young et al. 2004). Inhibitors of ethylene biosynthesis retarded drought-induced senescence in wheat (Beltrano et al. 1999). In the present study, the transgenic poplar showed a phenotype characterized by the delay of drought-induced senescence, as indicated by less visible symptoms of leaf bronzing (Fig. 2A) and sustained Chl content (Fig. 2B). It is assumed that ethylene is responsible for drought-induced senescence in poplars as well as in other plant species. The phenotype of transgenic poplars can be attributed to reduced induction of ethylene biosynthesis under drought stress (Fig. 2C). Similarly, the foliar necrosis observed under salt stress appears to be associated with salt-induced ethylene biosynthesis, the level of which can be limited experimentally by controlling ACC content (Feng and Barker 1992, Siddikee et al. 2011). These findings are in agreement with our results, in which the mitigation of foliar necrosis in the transgenic poplar under salt stress (Fig. 4A) can be explained by reduced induction of ethylene biosynthesis (Fig. 4B).

Ethylene is an essential factor in the regulation of growth and development in response to environmental stresses (Wang et al. 2002) and in disease resistance (van Loon et al. 2006). Therefore, a severe block in ethylene

biosynthesis may have detrimental effects on plant integrity. It was reported that over-expression of a mutated ethylene receptor gene caused the premature death of plants (Shibuya et al. 2004). At least in the control conditions, our transgenic poplar showed no inhibition of growth (data not shown) or net photosynthetic rate (Fig. 1, 3). We speculate that a moderate reduction of stress-induced ethylene biosynthesis (Fig. 2C, 4B) is suitable for practical applications.

Ozone-induced ethylene biosynthesis in tomato is known to be linked to biphasic regulation of *ACS* genes (Moeder et al. 2002), with early induction of *LeACS6* and later induction of *LeACS2*. The putative orthologue of *LeACS2* in tobacco, *NtACS1*, also participates in ozone-induced ethylene biosynthesis (Samuel et al. 2005). Phylogenetic analysis revealed that *PoACS2* isolated from *P. deltoides* × *P. nigra*, an ozone inducible *ACS* gene (accession No. AB033503; Mohri et al. 2011), belongs to the same clade as *LeACS2* and *NtACS1* (data not shown). It has been reported that *LeACS2* is induced not only by ozone stress, but also by other environmental stimuli. For example, *LeACS2* expression was induced by wounding (Tatsuki and Mori 1999), a fungal elicitor (Matarasso et al. 2005) and flooding (Shiu et al. 1998). Similarly, the expression of *NtACS1* is enhanced in response to various stresses including salt (Cao et al. 2006; Wi et al. 2010), pathogen infection (Wi et al. 2012) and wounding (Wi et al. 2012). In the present study, the expression of poplar *ACS* gene was induced under drought (Fig. 2D) and salt stress (Fig. 4C), as well as under ozone stress (Mohri et al. 2011), indicating that the *ACS* gene is also a multiple stress-responsive gene. Moreover, our data suggest that the *ACS* could regulate the ethylene biosynthesis leading to foliar injury under multiple stresses.

In attempts to confer stress tolerance to plants, ethylene biosynthesis has been targeted for manipulation in many studies. In particular, genetic or pharmacological interference of ACC supply to ethylene biosynthesis seems to be effective in attenuating stress-induced injury or premature senescence. Treatment with aminoethoxyvinyl glycine, an inhibitor of ACS, can alleviate foliar damage under ozone stress (Tamaoki et al. 2003), drought stress (Beltrano et al. 1999) and ultraviolet-B irradiation (Nara and Takeuchi 2002). In addition, bacterial ACC deaminase, which hydrolyses ACC to ammonia and α -ketobutyrate, has been reported to ameliorate damage under stress conditions. In several plants, inoculation of rhizobacteria containing ACC deaminase may confer tolerance to salt stress (Mayak et al. 2004a; Siddikee et al. 2011) and drought stress (Mayak et al. 2004b) by decreasing the ACC level to suppress

stress-induced ethylene biosynthesis. Moreover, transgenic canola expressing bacterial ACC deaminase exhibited higher tolerance to salt stress (Sergeeva et al. 2005). In the context of interference of ACC supply, together with previous findings (Mohri et al. 2011), our results showed that antisense expression of *ACS* is a good strategy to inhibit stress-induced ethylene biosynthesis (Fig. 2C, 4B), and results in mitigation of foliar injury under multiple stresses (Fig. 2A, 4A). This is comparable with a study using transgenic tobacco plants (Wi et al. 2010). Transgenic tobacco with antisense expression of carnation *ACS* showed reduced ethylene biosynthesis and accumulation of reactive oxygen species (ROS) in response to H₂O₂ treatment, and was less sensitive to H₂O₂ as well as salt stress (Wi et al. 2010), suggesting that inhibition of ACS could attenuate the synergistic effects between biosynthesis of ethylene and ROS. It is speculated that genetic modulation by down-regulation of *ACS* should confer improved tolerance to various abiotic stresses accompanied by increased ROS production. Therefore, our transgenic poplar is expected to exhibit higher tolerance to various other environmental stresses besides ozone, drought and salt stresses.

In conclusion, the present study shows that the introduction of an antisense *ACS* DNA effectively confers multiple stress tolerance to poplar, indicating that the *ACS* gene is responsive to multiple stresses and should participate in the maintenance of high-level ethylene production that causes leaf damage under those stresses. Further studies including the effects of modified ethylene biosynthesis on the viability of poplar will be required to assess the possible range of its application.

Acknowledgement

This research was supported by a research grant (No. 200906) from the Forestry and Forest Products Research Institute.

References

- Apelbaum, A. and Yang, S. F. (1981) Biosynthesis of stress ethylene induced by water deficit. *Plant Physiol.*, 68, 594–596.
- Arnon, D. I. (1949) Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiol.*, 24, 1–15.
- Bae, G. Y., Nakajima, N., Ishizuka, K. and Kondo, N. (1996) The role in ozone phytotoxicity of the evolution of ethylene upon induction of 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid synthase by ozone fumigation in tomato plants. *Plant Cell Physiol.*, 37, 129–134.

- Beltrano, J., Ronco, M. G. and Montaldi, E. R. (1999) Drought stress syndrome in wheat is provoked by ethylene evolution imbalance and reversed by rewatering, aminoethoxyvinylglycine, or sodium benzoate. *J. Plant Growth Regul.*, 18, 59–64.
- Cao, W., Liu, J., Zhou, Q., Cao, Y., Zheng, S., Du, B., Zhang, J. and Chen, S. (2006) Expression of tobacco ethylene receptor NTHK1 alters plant responses to salt stress. *Plant Cell Environ.*, 29, 1210–1219.
- Czarny, J. C., Grichko, V. P. and Glick, B. R. (2006) Genetic modulation of ethylene biosynthesis and signaling in plants. *Biotechnol. Adv.*, 24, 410–419.
- Feng, J. and Barker, A. (1992) Ethylene evolution and ammonium accumulation by tomato plants under water and salinity stresses. Part II. *J. Plant Nutr.*, 15, 2471–2490.
- Irigoyen, J. J., Emerich, D. W., and Sanchez-Diaz, M. (1992) Alfalfa leaf senescence induced by drought stress: photosynthesis, hydrogen peroxide metabolism, lipid peroxidation and ethylene evolution. *Physiol. Plant.*, 84, 67–72.
- Matarasso, N., Schuster, S. and Avni, A. (2005) A novel plant cysteine protease has a dual function as a regulator of 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid synthase gene expression. *Plant Cell*, 17, 1205–1216.
- Mayak, S., Tirosh, T. and Glick, B. R. (2004a) Plant growth-promoting bacteria confer resistance in tomato plants to salt stress. *Plant Physiol. Biochem.*, 42, 565–572.
- Mayak, S., Tirosh, T. and Glick, B. R. (2004b) Plant growth-promoting bacteria that confer resistance to water stress in tomatoes and peppers. *Plant Sci.*, 166, 525–530.
- Moeder, W., Barry, C. S., Tauriainen, A. A., Betz, C., Tuomainen, J., Utriainen, M., Grierson, D., Sandermann, H., Langebartels, C. and Kangasjärvi, J. (2002) Ethylene synthesis regulated by biphasic induction of 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid synthase and 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid oxidase genes is required for hydrogen peroxide accumulation and cell death in ozone-exposed tomato. *Plant Physiol.*, 130, 1918–1926.
- Mohri, T., Kogawara, S., Igasaki, T., Yasutani, I., Aono, M., Nakajima, N. and Shinohara, K. (2011) Improvement in the ozone tolerance of poplar plants with an antisense DNA for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase. *Plant Biotechnol.*, 28, 417–421.
- Nakajima, N., Itoh, T., Takikawa, S., Asai, N., Tamaoki, M., Aono, M., Kubo, A., Azumi, Y., Kamada, H. and Saji, H. (2002) Improvement in ozone tolerance of tobacco plants with an antisense DNA for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase. *Plant Cell Environ.*, 25, 727–735.
- Nara, A. and Takeuchi, Y. (2002) Ethylene evolution from tobacco leaves irradiated with UV-B. *J. Plant Res.*, 115, 247–253.
- Nishiguchi, M., Nanjo, T. and Yoshida, K. (2012) The effects of gamma irradiation on growth and expression of genes encoding DNA repair-related proteins in Lombardy poplar (*Populus nigra* var. *italica*). *J. Environ. Radioactiv.*, 109, 19–28.
- Pierik, R., Tholen, D., Poorter, H., Visser, E. J. W. and Voeseek, L. A. C. J. (2006) The Janus face of ethylene: growth inhibition and stimulation. *Trends Plant Sci.*, 11, 176–183.
- Rajasekaran, L. R. and Blake, T. J. (1999) New plant growth regulators protect photosynthesis and enhance growth under drought of jack pine seedlings. *J. Plant Growth Regul.*, 18, 175–181.
- Samuel, M. A., Walia, A., Mansfield, S. D. and Ellis, B. E. (2005) Overexpression of SIPK in tobacco enhances ozone-induced ethylene formation and blocks ozone-induced SA accumulation. *J. Exp. Bot.*, 56, 2195–2201.
- Sergeeva, E., Shah, S. and Glick, B. R. (2005) Growth of transgenic canola (*Brassica napus* cv. Westar) expressing a bacterial 1-aminocyclopropane-1-carboxylate (ACC) deaminase gene on high concentrations of salt. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 22, 277–282.
- Shibuya, K., Barry, K. G., Ciardi, J. A., Loucas, H. M., Underwood, B. A., Nourizadeh, S., Ecker, J. R., Klee, H. J. and Clark, D. G. (2004) The central role of PhEIN2 in ethylene responses throughout plant development in petunia. *Plant Physiol.*, 136, 2900–2912.
- Shinohara, K. and Murakami, A. (1996) Changes in levels of thylakoid components in chloroplasts of pine needles of different ages. *Plant Cell Physiol.*, 37, 1102–1107.
- Shinohara, K., Nagao, A., Okuda, S., Niiyama, K. and Sugawa, T. (1998) Effects of temperature on the growth of a Japanese willow (*Salix gilgiana* Seemen). *J. For. Res.*, 3, 55–60.
- Shiu, O. Y., Oetiker, J. H., Yip, W. K. and Yang, S. F. (1998) The promoter of *LE-ACS7*, an early flooding-induced 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase gene of the tomato, is tagged by a Sol3 transposon. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 95, 10334–10339.
- Siddikee, M. A., Chauhan, P. S. and Sa, T. (2011)

- Regulation of ethylene biosynthesis under salt stress in red pepper (*Capsicum annuum* L.) by 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid (ACC) deaminase-producing halotolerant bacteria. *J. Plant Growth Regul.*, 31, 265–272.
- Tamaoki, M., Matsuyama, T., Kanna, M., Nakajima, N., Kubo, A., Aono, M. and Saji, H. (2003) Differential ozone sensitivity among *Arabidopsis* accessions and its relevance to ethylene synthesis. *Planta*, 216, 552–560.
- Tatsuki, M. and Mori, H. (1999) Rapid and transient expression of 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase isogenes by touch and wound stimuli in tomato. *Plant Cell Physiol.*, 40, 709–715.
- van Loon, L. C., Geraats, B. P. J. and Linthorst, H. J. M. (2006) Ethylene as a modulator of disease resistance in plants. *Trends Plant Sci.*, 11, 184–191.
- Wang, K. L. C., Li, H. and Ecker, J. R. (2002) Ethylene biosynthesis and signaling networks. *Plant Cell*, 14, 131–152.
- Wi, S. J., Jang, S. J. and Park, K. Y. (2010) Inhibition of biphasic ethylene production enhances tolerance to abiotic stress by reducing the accumulation of reactive oxygen species in *Nicotiana tabacum*. *Mol. Cells*, 30, 37–49.
- Wi, S. J., Ji, N. R. and Park, K.Y. (2012) Synergistic biosynthesis of biphasic ethylene and reactive oxygen species in response to hemibiotrophic *Phytophthora parasitica* in tobacco plants. *Plant Physiol.*, 159, 251–265.
- Yang, S. and Hoffman, N. (1984) Ethylene biosynthesis and its regulation in higher plants. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 35, 155–189.
- Young, T. E., Meeley, R. B. and Gallie, D. R. (2004) ACC synthase expression regulates leaf performance and drought tolerance in maize. *Plant J.*, 40, 813–825.

Supplemental materials

Additional supplemental materials are provided in the online version.

Fig. S1. Sand water content in the control and drought treatments.

URL : <http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/432/documents/432.pdf>

オゾン耐性遺伝子組換えポプラの耐乾燥性および耐塩性

古川原 聡¹⁾、毛利 武^{2)*}、伊ヶ崎 知弘²⁾、中嶋 信美³⁾、篠原 健司²⁾

要旨

エチレン合成のキイ酵素である 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase (ACS) の遺伝子発現を抑制した遺伝子組換えポプラ (*Populus nigra* var. *italica* Koehne) の耐乾燥性と耐塩性を調べた。我々は、この組換えポプラが高いオゾン耐性を持つことを報告している。組換えポプラに乾燥ストレスを与えると、葉の老化や落葉が緩和された。また、塩ストレス下では、組換えポプラの葉の傷害は軽微であり、野生型ポプラと比べ光合成活性が高く維持されていた。乾燥ストレスと塩ストレスは、オゾンストレスと同様に、野生型ポプラの葉における ACS 遺伝子の発現を誘導し、エチレン合成を促進した。一方、組換えポプラでは ACS 遺伝子の誘導は阻害され、エチレン合成の促進も抑制された。したがって、ACS 遺伝子はこれらのストレスによって誘導されるエチレン合成を制御し、葉の老化や傷害を引き起こす役割を担っていると考えられる。このように、ACS 遺伝子の発現を抑制することで、複数のストレスに対するポプラの耐性を高めることができる。

キーワード：ACC 合成酵素、環境ストレス、セイヨウハコヤナギ、エチレン合成の抑制

原稿受付：平成 26 年 2 月 21 日 原稿受理：平成 26 年 6 月 19 日

1) 東京大学アジア生物資源環境研究センター

2) 森林総合研究所生物工学研究領域

3) 国立環境研究所生物・生態系環境研究センター

* 森林総合研究所生物工学研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

Supplemental materials

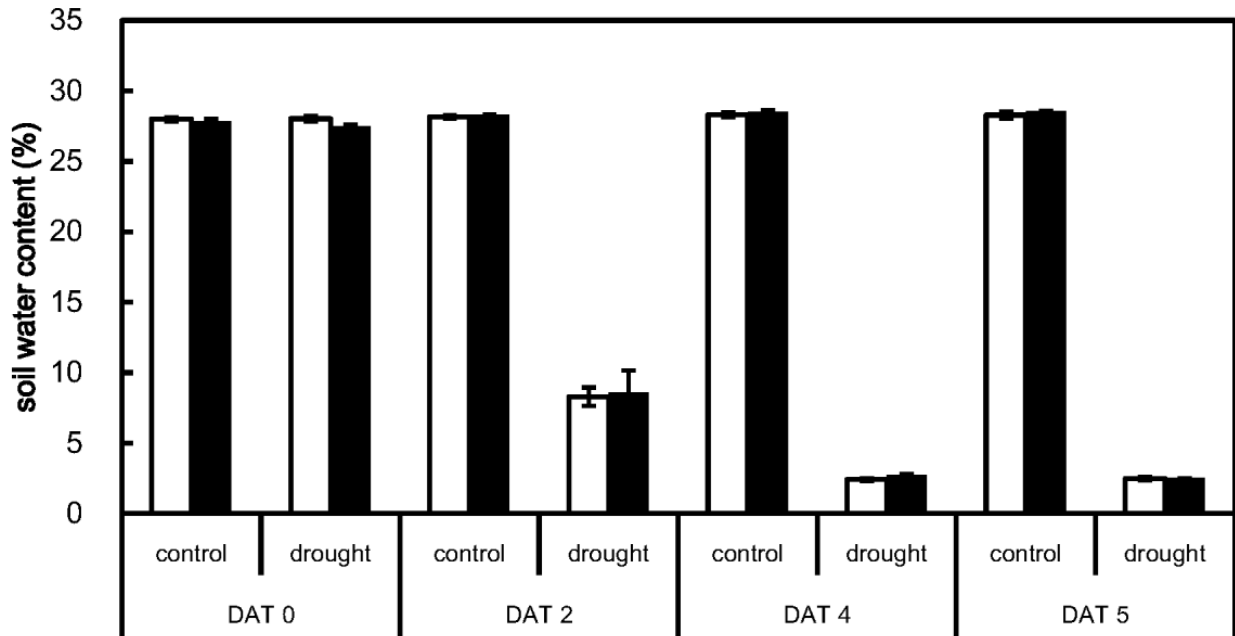


Fig. S1 Sand water content in the control and drought treatments. At 0, 2, 4 and 5 days after treatment (DAT), the water content was measured by inserting a probe into all pots of wild-type (white bars) and transgenic (black bars) poplars. Data represent means plus standard errors ($n = 3$).

論文 (Original article)

クリ無欠点小試験体の強度的性質 — 曲げ、縦圧縮、せん断、めり込み —

井道 裕史^{1)*}、三浦 祥子²⁾、長尾 博文¹⁾、加藤 英雄¹⁾

要旨

現行の無等級材の基準強度は、無欠点小試験体による試験結果から誘導されている。しかしながら、木造住宅の土台等で広く用いられているクリについては、実大材による強度データがほとんどない。そのため、既報ではクリ実大材を用いて各強度試験を実施し、現行の無等級材の基準強度との妥当性を検討した。本報では、既報で用いた実大材から無欠点小試験体を採取し、曲げ、縦圧縮、せん断、めり込みの各強度試験を行い、無欠点小試験体の観点で無等級材の基準強度との整合性を確認するとともに、実大材の強度試験結果と比較した。その結果、曲げおよび縦圧縮強度の各平均値は、無等級材の基準強度の算出根拠となった無欠点小試験体の基準強度値を下回り、せん断強度の平均値は無欠点小試験体の基準強度値とほぼ同等であった。また、曲げ、縦圧縮について実大材と無欠点小試験体の結果から強度比を算出した結果、現行用いられている強度比の値よりも大きいことがわかった。

キーワード：クリ、無欠点小試験体、曲げ強度、縦圧縮強度、せん断強度、めり込み強度

1. はじめに

現在、木造住宅の構造材料として、土台等に広葉樹材であるクリが用いられている。現行の無等級材の基準強度（建設省 2000）は、無欠点小試験体による試験結果から誘導されている（日本建築学会 2010）が、クリを含む広葉樹材は実大材による強度データがほとんどないため、実大材としての無等級材の基準強度に対する妥当性が明らかでなかった。そこで、既報（井道ら 2013）では、クリ実大材を用いて曲げ、縦圧縮、縦引張り、せん断、めり込みの各強度試験を実施し、現行の無等級材の基準強度との妥当性を検討した。その結果、縦引張りを除いた、曲げ、縦圧縮、せん断、めり込みの各強度特性値は、無等級材の基準強度に対して上回るか同等であることがわかった。また、曲げ、縦引張り試験の結果から、広葉樹材であるクリにおい

ても針葉樹材と同様に目視等級区分法が適用できることがわかった。

本報では、実大材の曲げ試験体の非破壊部分から曲げ、縦圧縮、せん断、めり込みの各無欠点小試験体を採取して強度試験を行い、無欠点小試験体としてのクリの強度的性質を明らかにし、既往のクリ無欠点小試験体の強度データと比較した。また、無欠点小試験体の観点から無等級材の基準強度の整合性を確認するとともに、実大材の強度試験結果との比較を行った。

2. 実験

2.1 試験体の採取

既報の実大曲げ試験体の非破壊部分から、曲げ、縦圧縮、せん断、めり込みの各無欠点小試験体を採取した。無欠点小試験体の採取位置と寸法を Fig. 1 に示す。

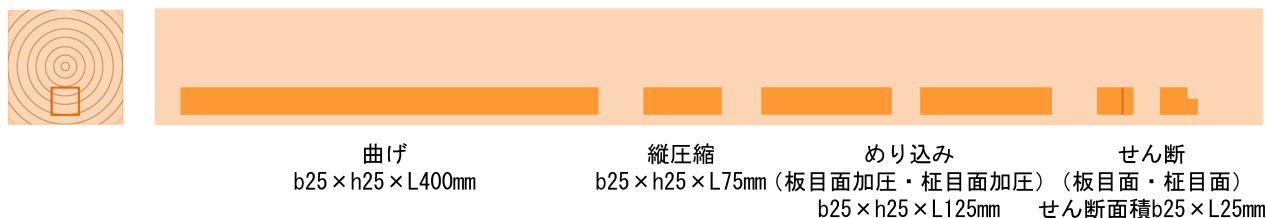


Fig. 1. 実大曲げ試験体からの無欠点小試験体の採取位置と寸法
(記号 b: 幅, h: 厚さ, L: 長さ)

原稿受付：平成 26 年 5 月 12 日 原稿受理：平成 26 年 6 月 19 日

1) 森林総合研究所構造利用研究領域

2) 北海道水産林務部

* 森林総合研究所構造利用研究領域 〒 305-8687 茨城県つくば市松の里 1

試験体は2方柱とし、試験体の寸法はJIS Z 2101（日本規格協会 2009）で規定された各強度試験方法に従った。すなわち、各試験体とも1辺の長さが25mm×25mmの正方形断面とし、繊維方向の長さは、曲げが400mm、縦圧縮が75mm、めり込みが125mm、せん断が35mmとした。せん断試験体は、せん断面が柱目面と板目面の2種類を採取した。めり込み試験体は、加圧面が柱目面と板目面の2種類を採取した。また、実大曲げ試験体は85体あったが、破壊状況によりすべての種類の無欠点小試験体を採取できなかったものもある。その場合は、①曲げ試験体、②縦圧縮試験体、③めり込み試験体、④せん断試験体の順で優先して採取したが、採取する試験体の長さの都合上、曲げ試験体が最も少なくなった。試験体採取後、すべての試験体を温度20℃、関係湿度65%の恒温恒湿室内で重量が平衡状態になるまで調湿した。

2.2 試験方法

強度試験に先立ち、すべての試験体の密度、平均年輪幅を測定した。各強度試験はJIS Z 2101に従った。以下に各強度試験方法を示す。

曲げ試験は、縦振動法によるヤング係数を測定した後、スパン350mmで中央集中荷重で行った。加力には最大容量が1tfのオルセン式材料試験機（森試験機製作所製）を用いた。スパン中央部に変位計（東京測器研究所製、CDP-50）を設置し、データロガー（東京測

器研究所製、TDS-601）を介して、荷重と加力時の試験体のたわみを測定した。

縦圧縮試験は、最大容量が5tfのオルセン式万能試験機（森試験機製作所製）を用いた。相対する柱目面の中央部分にゲージ長20mmのひずみゲージ（東京測器研究所製、PFL-20-11、一部、ゲージ長が10mmのひずみゲージを使用、東京測器研究所製、PFL-10-11）を材長方向に貼付し、データロガー（東京測器研究所製、TDS-601）を介して荷重と加力時のひずみを測定した。

せん断試験は、JIS Z 2101のせん断試験用治具を用いた。加力には、最大容量が5tfのオルセン式万能試験機を荷重レンジを1tfとして用いた。せん断面積は25mm（L方向）×25mm（R方向またはT方向）とした。

めり込み試験は、JIS Z 2101の加圧板を用いた。加力には、最大容量が5tfのオルセン式万能試験機を用いた。加圧面の面積は25mm（L方向）×25mm（R方向またはT方向）とした。加圧板の両端に変位計（東京測器研究所製、CDP-50）を設置し、データロガー（東京測器研究所製、TDS-601）を介して荷重と加力時の変位を測定した。

各強度試験後、すべての試験体について全乾法による含水率を測定した。

3. 結果と考察

3.1 各強度試験結果と文献値との比較

曲げ、縦圧縮、せん断、めり込み試験の結果をそれぞれTable 1～4に示す。

Table 1. 曲げ試験の結果

	ρ (kg/m ³)	ARW (mm)	MC (%)	E_{fr} (kN/mm ²)	E_b (kN/mm ²)	σ_{bp} (N/mm ²)	σ_b (N/mm ²)
試験体数	77	77	77	77	77	77	77
平均値	527	4.0	13.8	10.7	9.68	42.5	75.2
最小値	422	1.5	12.3	7.26	6.89	27.8	49.9
最大値	643	8.5	15.5	14.4	12.7	57.2	104
標準偏差	46.2	1.4	0.859	1.57	1.31	7.05	9.30
変動係数 (%)	8.78	36	6.21	14.6	13.5	16.6	12.4

記号 ρ : 試験時の密度、ARW: 平均年輪幅、MC: 含水率、 E_{fr} : 縦振動法によるヤング係数、 E_b : 見かけの曲げヤング係数、 σ_{bp} : 曲げ比例限度応力、 σ_b : 曲げ強度

Table 2. 縦圧縮試験の結果

	ρ (kg/m ³)	ARW (mm)	MC (%)	E_c (kN/mm ²)	σ_{cp} (N/mm ²)	σ_c (N/mm ²)
試験体数	84	84	84	84	84	84
平均値	524	3.9	14.8	10.9	24.6	37.4
最小値	442	1.6	13.0	6.10	15.2	25.8
最大値	643	9.3	16.2	14.5	42.8	49.1
標準偏差	45.1	1.4	0.520	1.84	5.95	4.22
変動係数 (%)	8.61	36	3.50	17.0	24.2	11.3

記号 ρ : 試験時の密度、ARW: 平均年輪幅、MC: 含水率、 E_c : 縦圧縮ヤング係数、 σ_{cp} : 縦圧縮比例限度応力、 σ_c : 縦圧縮強度

Table 3. せん断試験の結果

		ρ (kg/m ³)	ARW (mm)	MC (%)	σ_s (N/mm ²)
全試験体	試験体数	156	156	156	156
	平均値	520	4.0	13.8	10.2
	最小値	432	1.4	12.5	6.47
	最大値	645	9.0	14.9	13.2
	標準偏差	45.4	1.4	0.601	1.26
	変動係数 (%)	8.73	35	4.36	12.3
柁目面せん断	試験体数	80	80	80	80
	平均値	521	4.1	13.8	10.3
	最小値	432	1.4	12.5	7.47
	最大値	638	9.0	14.9	12.9
	標準偏差	46.9	1.4	0.606	1.05
	変動係数 (%)	9.01	35	4.39	10.2
板目面せん断	試験体数	76	76	76	76
	平均値	520	4.0	13.8	10.2
	最小値	434	1.4	12.5	6.47
	最大値	645	9.0	14.9	13.2
	標準偏差	44.2	1.4	0.599	1.45
	変動係数 (%)	8.50	36	4.35	14.2

記号 ρ : 試験時の密度、ARW: 平均年輪幅、MC: 含水率、 σ_s : せん断強度

Table 4. むり込み試験の結果

		ρ (kg/m ³)	ARW (mm)	MC (%)	σ_{cv-p} (N/mm ²)	$\sigma_{cv-5\%}$ (N/mm ²)
全試験体	試験体数	168	168	168	168	168
	平均値	525	4.1	14.8	6.04	10.7
	最小値	426	1.3	13.5	3.69	7.29
	最大値	685	9.0	24.5	10.9	17.3
	標準偏差	50.1	1.4	1.53	1.32	1.91
	変動係数 (%)	9.55	34	21.2	21.9	17.9
柁目面加圧	試験体数	84	84	84	84	84
	平均値	526	4.1	15.0	5.41	10.0
	最小値	430	1.3	13.5	3.69	7.35
	最大値	685	8.5	24.5	8.03	14.9
	標準偏差	52.5	1.3	1.90	0.95	1.66
	変動係数 (%)	9.98	32	12.7	17.5	16.7
板目面加圧	試験体数	84	84	84	84	84
	平均値	524	4.0	14.6	6.66	11.4
	最小値	426	1.6	13.6	3.90	7.29
	最大値	657	9.0	21.5	10.9	17.3
	標準偏差	47.9	1.4	1.02	1.35	1.89
	変動係数 (%)	9.15	35	7.01	20.2	16.6

記号 ρ : 試験時の密度、ARW: 平均年輪幅、MC: 含水率、 σ_{cv-p} : むり込み比例限度応力、 $\sigma_{cv-5\%}$: 辺長が5%変形時のむり込み応力

Table 5. 既往の文献に示されたクリの物性値と対応する本試験体の物性値 (平均値、カッコ内は変動係数 (%))

出典	ρ (kg/m ³)	ARW (mm)	E_b (kN/mm ²)	σ_b (N/mm ²)	σ_c (N/mm ²)	σ_s (N/mm ²)		
						柁目面	板目面	柁目面
本試験体	520 ~ 527 (8.50 ~ 9.98)	3.9 ~ 4.1 (32 ~ 36)	9.68 (13.5)	75.2 (12.4)	37.4 (11.3)	10.3 (10.2)	10.2 (14.2)	5.41 (17.5)
木材工業 ハンドブック	600	3.4	9.0	80	40	-	-	-
中井・山井 (各 10 体)	566 (4.32)	0.349 (16.1)	8.76 (10.5)	75.2 (10.9)	40.8 (5.77)	11.5 (7.25)	11.9 (23.0)	5.06 (6.43)
伊東・橋爪 (41 体、古材含む)	581 (8.3)	3.42 (52.2)	9.30 (12.2)	77.7 (16.5)	-	-	-	-
無欠点小試験体による 強度データから得られた 基準強度値	-	-	-	83.3	42.1	10.8	-	-

記号 ρ : 試験時の密度、ARW: 平均年輪幅、 E_b : 見かけの曲げヤング係数、 σ_b : 曲げ強度、 σ_c : 縦圧縮強度、 σ_s : せん断強度、 σ_{cv-p} : めり込み比例限度応力

注 本試験体の ρ と ARW の平均値は各強度試験の平均値の範囲を示す。
旧単位のものは SI 単位に換算した。中井・山井の文献値の σ_s の密度は 561kg/m³ である。

本試験結果との比較のため、既往の文献（森林総合研究所 2004a,2004b, 中井・山井 1982, 伊東・橋爪 2006）に示されたクリの各物性値と対応する本試験体の物性値を Table 5 に示す。文献値と比較すると、本試験体の密度は小さく、平均年輪幅は極端に狭い中井・山井の文献を除くとやや大きかった。各強度値は、若干の上下はあるものの文献値と大きく異なっていた。このことから、本試験で用いたクリは、密度は低いものの強度値は文献値と極端に異なる材料ではないことがわかった。

3.2 無等級材の基準強度との比較

クリの無等級材の基準強度の算出根拠として、無欠点小試験体による強度データから得られた基準強度値が定められており（日本建築学会 2010）、曲げ、縦圧縮、せん断でそれぞれ 850kgf/cm²、430kgf/cm²、110kgf/cm² である。この値は、無等級材の基準強度を誘導する際にばらつき係数が乗じられることから平均値に相当すると考えられる。これを SI 単位に変換したものを Table 5 の下段に示す。この値と本試験結果の平均値とを比較すると、本試験体の曲げ強度、縦圧縮強度は無欠点小試験体による基準強度値を下回り、せん断強度は無欠点小試験体による基準強度値とほぼ同等であった。曲げおよび縦圧縮強度の平均値が無欠点小試験体による基準強度値を下回った理由として、本試験体で用いたクリの密度がかなり小さかったことが考えられるものの、文献値と無欠点小試験体による基準強度値とを比較しても、せん断強度を除いてすべて無欠点小試験体による基準強度値を下回っていた。無欠点小試験体による基準強度値は樹種群ごとに示されており、当該樹種群にはクリのほか、ナラ、ブナ、ケヤキが含

まれ、無欠点小試験体による基準強度値は「既往のデータをもとに、個々の樹種の強度的性質の変動等を考慮に入れて調整されたものである（中井 1988）」とされている。既報（井道ら 2012）によると、クリと同じ樹種群であるケヤキの無欠点小試験体の曲げ、縦圧縮、柁目面せん断、板目面せん断強度の平均値はそれぞれ 110N/mm²、54.1N/mm²、14.8N/mm²、15.0N/mm² であり、無欠点小試験体による基準強度値を大きく上回っていた。無欠点小試験体による基準強度値の設定時の状況は明らかではないが、当該樹種群の無欠点小試験体による基準強度値は、より大きなケヤキの強度特性値なども考慮され、クリ単独の強度特性値よりもやや大きく設定された可能性が考えられる。

一方、めり込みについては、無欠点小試験体による基準強度値は示されていない。現行の製材のめり込みの基準強度（国土交通省 2001）は、無欠点小試験体の比例限度応力の平均値を 1.5 倍した値であると考えられる（長尾 2013）。そこで、柁目面、板目面加圧を合わせたすべての試験体の比例限度応力の平均値を 1.5 倍したものを製材のめり込みの基準強度 10.8N/mm² と比較した。その結果、本試験体の平均値の 1.5 倍の値は 9.06N/mm² となり、他の強度同様、製材のめり込みの基準強度 10.8N/mm² を下回った。この要因としては、他の強度同様、本試験体の密度が小さかったことと、樹種群としての製材のめり込みの基準強度の算出方法が関連すると考えられる。

3.3 強度比

無等級材の基準強度は、無欠点小試験体の基準強度値にばらつき係数 4/5 を乗じて平均値を 5% 下限値に換算し、さらに、節、繊維傾斜など材料の欠点に応じ

た強度低減係数(強度比)を乗じることにより算出される(日本建築学会 2010)。無等級材(「木質構造設計規準・同解説」での普通構造材)の曲げ、縦圧縮の各強度比は樹種を問わず 0.45、0.62 である。本試験結果を用いて同様の方法で計算すると、本試験体の平均値は無欠点小試験体による基準強度値を下回っているため、算出された値は無等級材の基準強度を下回ることになる。一方、既報の実大材を用いた曲げ、縦圧縮強度の 5% 下限値は無等級材の基準強度を満足していた(井道ら 2013)。すなわち、本試験の実大材と無欠点小試験体との強度比は、無等級材(普通構造材)の強度比である曲げ、縦圧縮の 0.45、0.62 よりも大きく、言い換えると、実大材と無欠点小試験体の強度の差が小さかったといえる。

無等級材(普通構造材)の品質基準は、1981 年版「製材の日本農林規格」(農林水産省 1981)の原則 1 等相当とされている(日本建築学会 2006, 2010)。この「製材の日本農林規格」1 等の節径比、集中節径比の基準は、現行の「製材の日本農林規格」(農林水産省 2013)乙種構造材 2 級の同基準と同じであるため、無等級材(普通構造材)の品質基準は、現行の基準に照らせば乙種構造材 2 級以上であると考えられる。そこで、荷重点間において目視等級区分を行った実大材曲げ試験体について、乙種構造材 2 級以上の試験体とそれから採取した無欠点小試験体 68 体について強度比(実大材/無欠点小試験体)の平均値を求めた。その結果、強度比の平均値は 0.68 となった。また、目視等級区分に関わらず、同一試験体から採取した実大材と無欠点小試験体の強度比を、曲げ 77 体、縦圧縮 84 体から算出したところ、各強度比の平均値は、曲げ、縦圧縮でそれぞれ 0.66、0.87 となり、曲げに関しては乙種構造材 2 級以上の強度比 0.68 と大きな差はなかった。すなわち、本試験体の曲げ、縦圧縮の強度比 0.68、0.87 は、無等級材(普通構造材)の同強度比 0.45、0.62 と比べていずれも大きい値であり、このことが実大材で無等級材の基準強度を満足した一因と考えられる。また、ケヤキについて、目視等級区分を行わず同様に強度比を算出したところ、曲げ、縦圧縮でそれぞれ 0.52、0.70 となり(井道ら 2012)、クリほどではないもののやはり無等級材(普通構造材)の強度比よりも大きい値となった(Fig. 2)。ただし、ケヤキの実大材の断面寸法は曲げ試験体で 240mm × 240mm、縦圧縮試験体で 230mm × 230mm と大きかったため、仮にクリの実大材と同じ 105mm 角程度の断面であれば、寸法効果により強度比はさらに増加したと考えられる。1973 年版「木構造設計規準・同解説」(日本建築学会 1973)によれば、針葉樹材から求めた普通構造材の欠点による低減係数が曲げ、縦圧縮でそれぞれ 0.43、0.63 となっていることから、現行の強度比は既往の針葉樹材の強度試験結果をもとに設定されたと考えられるが、クリ、ケヤキの結果か

ら見る限り、広葉樹材の強度比は、現行の値よりも大きい値であった。クリ、ケヤキで現行の値よりも強度比が大きかった理由としては、針葉樹材との節等の欠点の出方の違いや組織構造の違いなどが考えられるものの現在明らかではなく、この傾向が他の広葉樹材でも当てはまるのかも含めて今後更なる検討が必要である。

4. まとめ

クリの無欠点小試験体を用いて曲げ、縦圧縮、せん断、めり込みの各強度試験を行った。試験結果を無等級材の基準強度の算出根拠である無欠点小試験体の曲げ、縦圧縮、せん断の各基準強度値と比較した結果、曲げ強度、縦圧縮強度の各平均値は無欠点小試験体による基準強度値を下回り、せん断強度の平均値は無欠点小試験体による基準強度値とほぼ同等であった。めり込み強度についても無等級材の基準強度を下回った。一方、実大材を用いた強度試験の結果では、曲げ、縦圧縮の無等級材の基準強度を満足していた。そのため、曲げ、縦圧縮について実大材と無欠点小試験体の結果から強度比を算出したところ、クリの強度比は現行で用いられている値よりも大きいことがわかった。実大材を用いた強度試験では結果的に曲げ、縦圧縮の無等級材の基準強度を満足していたことと現在広葉樹材の強度データが少ないことから、現行の無等級材の基準強度を早急に変更する必要はないと考えられる。しかしながら、本試験において、無等級材の基準強度を誘導する根拠となるクリの無欠点小試験体の強度が無欠点小試験体による基準強度値よりも小さかったこと、クリ、ケヤキの結果から広葉樹材の強度比が現行の値よりも大きかったことがわかったため、今後はクリを含めた広葉樹材についての定量的な強度データを収集し、以上の点について検証する必要がある。

謝辞

本研究は、国土交通省「平成 25 年度 木造長期優良住宅の総合的検証事業 材料分科会」の一部として行った。

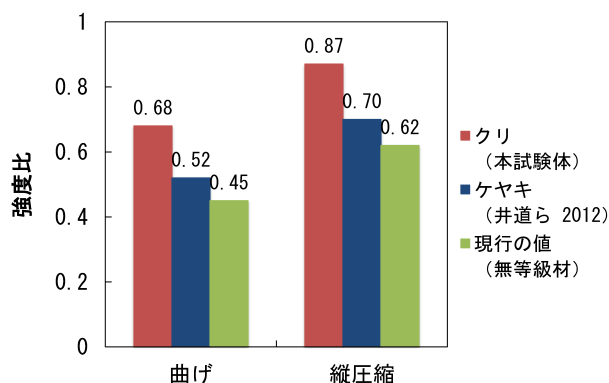


Fig. 2. クリ、ケヤキ、無等級材の強度比の比較

引用文献

- 井道裕史・長尾博文・加藤英雄 (2012) ケヤキ実大材の曲げおよび縦圧縮強度. 木材学会誌, 58(3), 144-152.
- 井道裕史・三浦祥子・長尾博文・加藤英雄 (2013) クリ製材品の強度性能 ―曲げ、縦圧縮、縦引張り、せん断、めり込み―. 森林総合研究所研究報告, 12(3), 143-152.
- 伊東嘉文・橋爪丈夫 (2006) 解体民家から得られた古材の強度特性, 長野県林業総合センター研究報告, 20, 105-108.
- 建設省 (2000) “木材の基準強度 F_c 、 F_t 、 F_b 及び F_s を定める件”, 平成 12 年 5 月 31 日建設省告示第 1452 号.
- 国土交通省 (2001) “特殊な許容応力度及び特殊な材料強度を定める件”, 平成 13 年 6 月 12 日国土交通省告示第 1024 号.
- 長尾博文 (2013) 構造用木材としての製材 (12) 製材の基準強度. 住宅と木材, 426, 4-5.
- 中井 孝・山井良三郎 (1982) 日本産主要樹種の性質 日本産主要 35 樹種の強度的性質, 林業試験場報告, 319, 13-46.
- 中井 孝 (1988) 製材の許容応力度. 木質構造研究会編 “木質構造研究読本 ティンバーエンジニアリングのすべて”. 井上書院, 118-120.
- 日本建築学会 (1973) 繊維方向の許容応力度. 日本建築学会編 “木構造設計規準・同解説”. 丸善, 119-121.
- 日本建築学会 (2006) 構造用材料の品質. 日本建築学会編 “木質構造設計規準・同解説 ―許容応力度・許容耐力設計法―”. 丸善, 149-152.
- 日本建築学会 (2010) 無欠点小試験体 (Small Clear Defect-Free Wood Test Specimen) による許容応力度の誘導. 日本建築学会編 “木質構造基礎理論”. 丸善, 40-43.
- 日本規格協会 (2009) “JIS Z 2101 木材の試験方法”, 日本規格協会, 66pp.
- 農林水産省 (1981) “製材の日本農林規格”, 昭和 56 年 3 月 19 日農林水産省告示第 406 号
- 農林水産省 (2013) “製材の日本農林規格”, 平成 25 年 6 月 12 日農林水産省告示第 1920 号
- 森林総合研究所 (2004a) 日本産主要樹種の平均年輪幅, 容積密度数. 森林総合研究所編 “改訂 4 版 木材工業ハンドブック”. 丸善, 63.
- 森林総合研究所 (2004b) 主要樹種の性質表. 森林総合研究所編 “改訂 4 版 木材工業ハンドブック”. 丸善, 192-195.

**Strength properties of small clear specimens of kuri
(Japanese chestnut, *Castanea crenata*)
—Bending strength, compressive strength parallel to grain, shear strength
parallel to grain, and compressive strength perpendicular to grain—**

Hirofumi IDO¹⁾, Sachiko MIURA²⁾, Hirofumi NAGAO¹⁾ and Hideo KATO¹⁾

Abstract

The specified design strength of ungraded lumber, which is not stipulated by the Japanese Agricultural Standard, determined by the Ministry of Construction was derived from the test results of small clear specimens. Existing data on the strength of kuri (Japanese chestnut, *Castanea crenata*) lumber, which is commonly used for sills of wooden houses, are rather limited. In a previous study, the specified design strength of ungraded lumber was verified by strength tests using kuri lumber. In the present study, we determined the strength properties, including the bending, compression parallel to grain, shear parallel to grain, and compression perpendicular to grain, of small clear specimens collected from kuri lumber used in a previous study by performing strength tests. The strength test results validated the specified design strength of ungraded lumber from the viewpoint of small clear specimens. In addition, the strength properties were compared with those of lumber. The test results showed that the average of bending and compressive strength parallel to grain is less than the value of the characteristic strength, which served as the basis for the specified design strength of ungraded lumber. Furthermore, the average value of shear strength parallel to grain is equivalent to the characteristic strength value. The strength ratio of lumber to the small clear specimen is greater than that of the specified design strength value of ungraded lumber used in both bending and compression parallel to grain.

Key words : kuri, Japanese chestnut, small clear specimen, bending strength, compressive strength parallel to grain, shear strength parallel to grain, compressive strength perpendicular to grain

Received 12 May 2014, Accepted 19 June 2014

1) Department of Wood Engineering, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Fisheries and Forestry, Hokkaido Government

* Department of Wood Engineering, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: ido@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

森林生態系における樹木・木材・土壌・渓流水の放射性セシウム動態調査法の利用ガイド

高橋 正通^{1)*}、梶本 卓也²⁾、高野 勉³⁾、池田 重人⁴⁾、小林 政広⁵⁾

要旨

福島原子力発電所事故に伴う森林の放射能汚染状況を調査するため、チェルノブイリ原子力発電所の事故後の汚染影響に関する研究経過や調査手法をレビューした。チェルノブイリの放射能汚染の影響は現在まで長期化しており、毎年多くの有用な報告が出ているが、欧州と日本とは気象条件、動植物相や土壌の状況が異なるので、福島の実地の現場における調査が重要であること、また、森林や木材中の放射性セシウム動態の長期モニタリングでは、調査対象や目的にあった適切な方法の選択や既存情報との連携が広域評価や将来予測に重要であることを議論した。

キーワード：チェルノブイリ原発事故影響、放射能汚染状況モニタリング調査法、森林の放射性セシウム動態、東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故、東日本大震災

1. はじめに

2011年3月の東日本大震災をきっかけに発生した(株)東京電力福島第一原子力発電所の事故により、東日本の広い範囲に放射性物質が拡散し、降雨により森林にも沈着した(図1)。事故当初、半減期8日と短い放射性ヨウ素131の沈着も確認されたが(Kato et al. 2012)、森林生態系や木材への影響を把握する場合、半減期の長い放射性物質、とくに半減期約30年のセシウム137の動態と影響を監視する必要がある。実際、1986年のチェルノブイリ事故後の経過をみると、ヨーロッパ各地に拡散した放射性物質が農業や畜産業、野生のきのこ類などへ及ぼした影響は長期化し、食品安全上のモニタリングは現在も継続されている(木村ら2011)。また、チェルノブイリ事故後20周年目には国際原子力研究機構(IAEA)による大規模な研究レビューが行われ、報告書が出版されている(IAEA 2006)。また、最近になっても多くの論文発表や図書の出版が行われている(例えば、Zhiyanski et al. 2010, Gjelsvik and Steinnes 2013)。

このように、チェルノブイリ原発事故の歴史や福島原発事故の世界的な注目度(Brumfiel and Fuyuno 2012)から考えると、研究成果の積極的な公表と長期的なモニタリングが望まれる。長期モニタリングには、適切な調査方法の選択が重要であり、調査者の経験による詳細な解

説なども有効である。これにより、モニタリング体制の継続につながるだけでなく、調査実施機関以外の研究者が調査データを解析することにも役立ち、情報の共有につながる。

森林総合研究所では、事故直後から調査地の選定をすすめ、保安林における伐採許可等調査実施に必要な諸手続を行って、森林生態系や木材への影響に関わる総合的な調査や解析を進めてきた(金子ら2012; Akama et al. 2013; 金子ら2013; Hasegawa et al. 2013; Hashimoto et al. 2013; Kiyono and Akama 2013; Kuroda et al. 2013; 根田2013; 高橋2013a, b; 外崎2013; 鈴木ら2014)。この特集では、森林総合研究所の長期モニタリングサイト(図2)で実施している調査のうち、森林内の放射性セシウム分布や蓄積量変化(Kuroda et al. 2013; 林野庁2012, 2013, 2014; 高橋2013a, b)、流域から流出する放射性物質(森林総合研究所2012a, 2012b, 2012c)の定量法について解説する。これらの方法は、短期的な放射性セシウム動態よりも、長期の変化を把握することを目的に準備したものである。日本の多くの森林に適用可能な方法であるが、岩屑地や高山など特殊な森林や土壌の場合は改変が必要な場合がある。しかしながら、本方法を参考にしつつ現場の状況に応じて利用できるものと考えている。

原稿受付：平成26年7月9日 原稿受理：平成26年7月31日

1) 森林総合研究所研究コーディネータ

2) 森林総合研究所植物生態研究領域

3) 森林総合研究所木材特性研究領域

4) 森林総合研究所立地環境研究領域

5) 森林総合研究所企画部

* 森林総合研究所研究コーディネータ 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

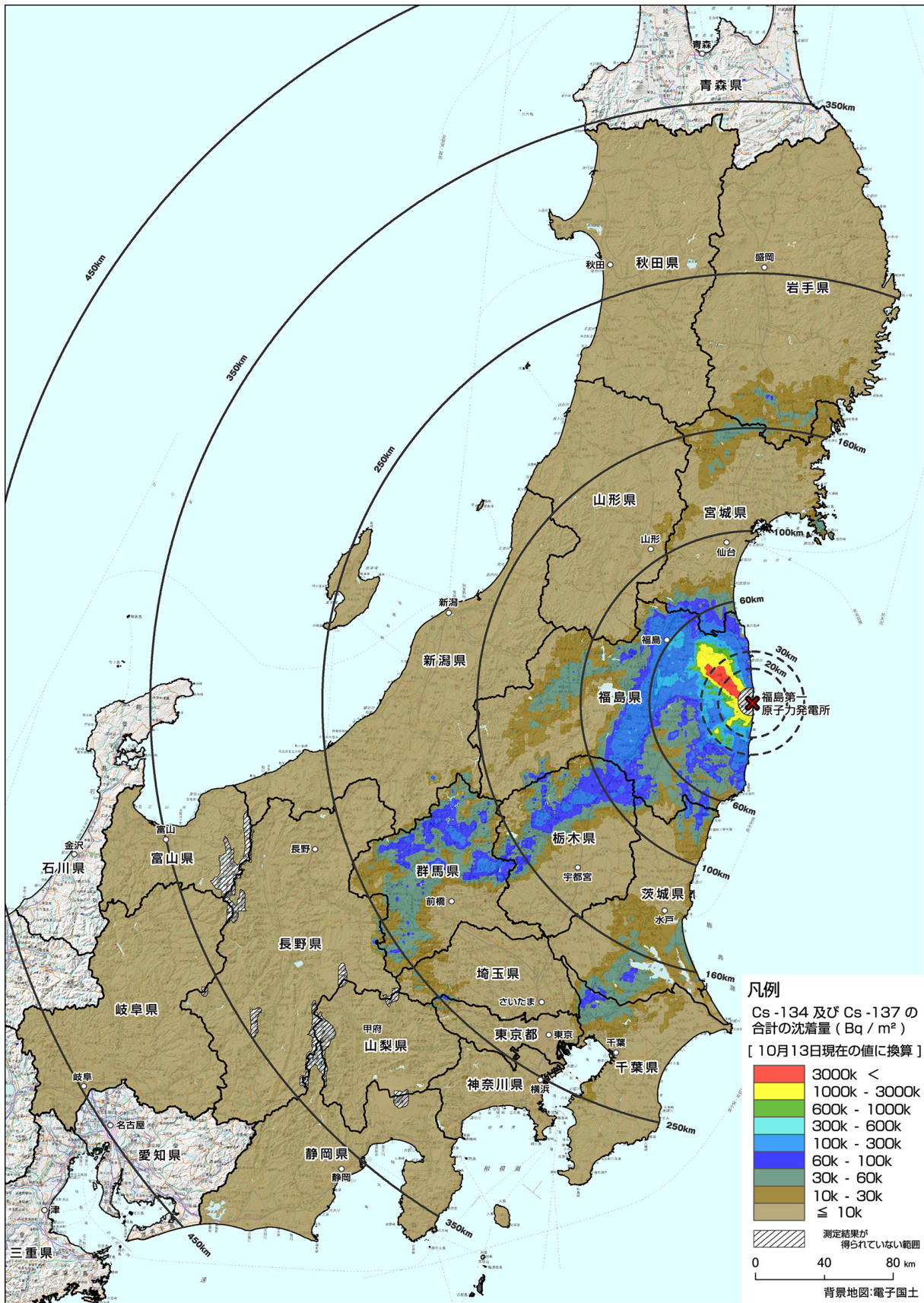


図 1. 東日本の放射性セシウム沈着量マップ (2011年10月13日換算)。
文部科学省航空機モニタリングによる結果 (林野庁を通じて文部科学省から許可済み)

Fig. 1. Radioactive cesium deposition map for eastern Japan acquired in an airborne-monitoring survey by the Japanese Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT). (Converted on October 13, 2011. Use permitted by MEXT)Number of ambrosia beetles captures at Takatori-yama Preservation Forest.

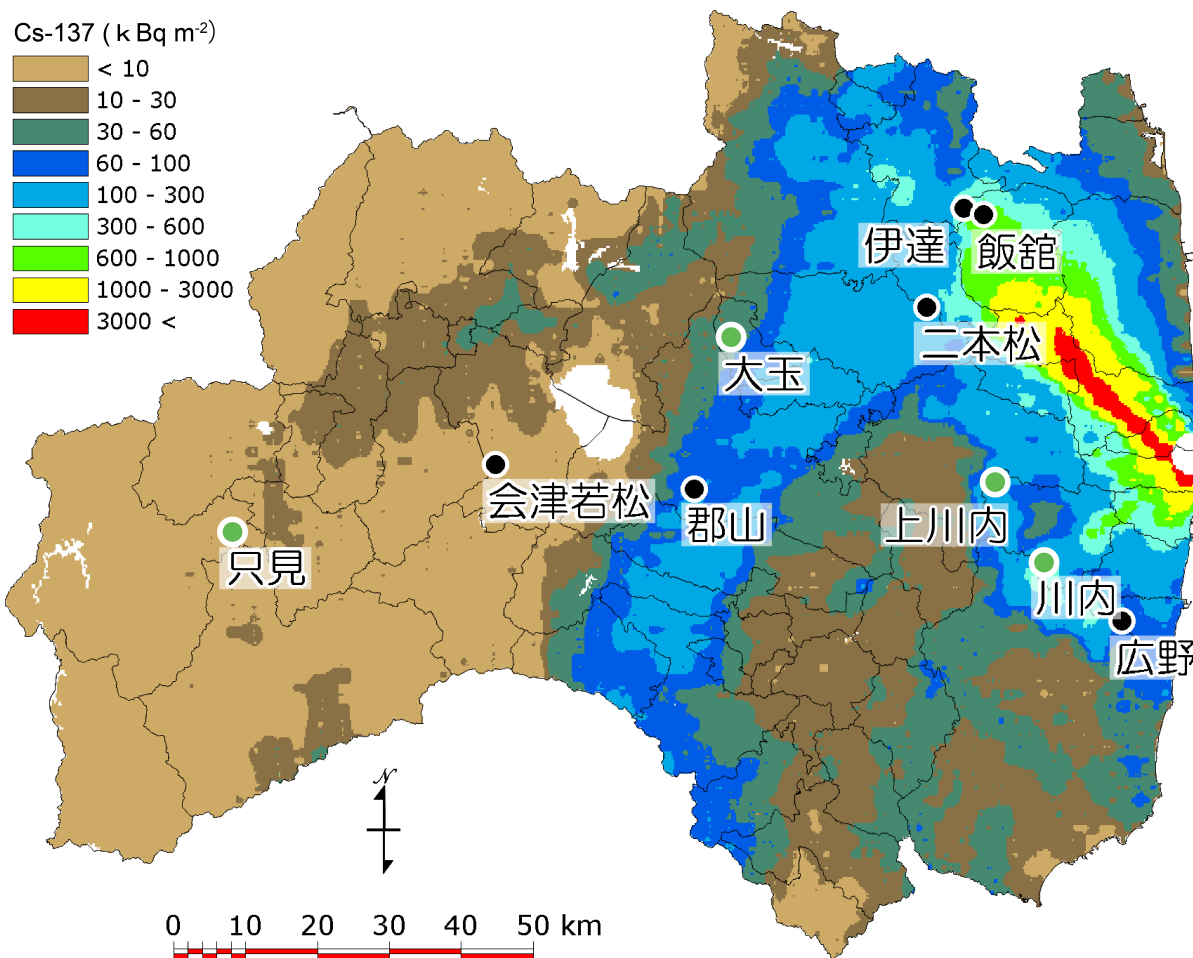


図 2. 森林総合研究所の長期モニタリングサイト（緑色の点）と渓流水の調査サイト（黒色の点）。文部科学省（2014）第 5 次航空機モニタリング（2012 年 6 月 28 日換算値）による放射性セシウム 137 の沈着量マップ上に図示した。

Fig. 2. Long-term monitoring sites (green dots) and streamwater monitoring sites (black dots) used by the FFPRI research groups in Fukushima Prefecture. The background map is the deposition map of radioactive cesium-137, according to the fifth airborne monitoring survey by MEXT. (Converted on June 28, 2012)

2. 森林における放射能調査

物質の挙動を研究するトレーサーとしての放射性核種の利用を除くと、わが国の森林における放射能汚染の調査例は少ないが、1945 年に広島や長崎へ投下された原子爆弾による影響を木材の年輪中の放射性核種から確認した Kudo et al. (1993) や Kagawa et al. (2002) の研究がある。大気圏核実験によるグローバルフォールアウトを利用した研究は世界中で行われているが、わが国でも野生きのこによる放射性セシウムの吸収を測定した研究 (Yoshida and Muramatsu 1994) やヒノキ林における土壌流亡の研究に適用されている (Fukuyama et al. 2005)。

森林の放射能関連の調査は研究対象や目的によってさまざまな方法で行われており、世界で標準化されたような特別な調査手法はない。チェルノブイリ原子力発電所事故の影響を強くうけたノルウェー、フィンランド、スウェーデンなどの北欧諸国では、森林における放射性物質の調査を方法書としてまとめている (Aro et al. 2009)。ただし、この方法書は放射性物質に特化したというよ

り、北欧における通常の森林資源や土壌の調査を中心に、放射能関係に拡大した仕様である。同様に、環境動態研究への放射性物質利用法について、一般的な調査方法に放射能測定法を追加したような形式の書物も多くみられる (例えば、Zapata 2002)。

放射能影響についての調査方法を基準化することは、世界各国のデータの比較に有効であり、今後、国際機関などの下で各国の研究者による議論が必要かもしれない。しかしながら、すでに森林資源調査や土壌調査では世界共通で使われている調査マニュアルが多く存在し、データの集約も進んでいる (FAO and JRC 2012 など)。わが国でも森林資源や森林土壌の情報は全国レベルで集約され利用されるようになってきており (高橋・森貞 2008; Nishizono et al. 2014)、これらと組み合わせる面的な評価につなげることも可能であろう (Hashimoto et al. 2013)。放射性物質のように限られた目的の数少ない調査を地域や全国レベルの情報に敷衍するためには、これら既存の情報との整合性にも留意すべきである。

3. 日本の自然環境の特殊性

福島で緊急調査をはじめの前に、チェルノブイリ事故の影響を調べた論文や報告書を広く検索し、欧州における森林の放射性物質動態の概要を把握した。しかし、自然環境における放射性物質動態は、土壌の種類や樹種の違い、気候条件によって異なるといわれている(山口ら 2012)。欧州やロシア西部の森林と日本を比べると、日本の気候は温暖で多雨であり、森林分布域の地形は一般的に急峻である(金子ら 2014)。また、森林における放射性セシウムの動態は放射性セシウムを強く固定する土壌の性質が最も強く影響を及ぼすとされる。日本の土壌分布をみると、褐色森林土が最も広く分布し、また火山灰の混入の影響も見られるので、土壌と放射性セシウムとの関係は欧州とは異なると考えられる(Fujii et al. 2014)。欧州ではポドゾルや泥炭土など強酸性土壌や水分に富む有機質土壌の分布も広い(IUSS Working Group WRB 2007)。樹木の種類も異なり、チェルノブイリ事故影響の調査林分はマツ属、トウヒ属、カバノキ属などの調査例が多いが(Calmon et al., 2009)、日本の主要な造林木であるスギやヒノキへの影響については全く未知である。このように、森林や土壌、気候条件が大きく異なるので欧州の調査結果を参考にしつつも、安易な推測や予断は許されないと考えている。

4. おわりに

本特集では、森林総合研究所で採用した森林内部の放射性セシウム蓄積量分布に関する調査方法と森林流域から渓流水を通じて流出する放射性物質の調査方法を示した。ここで紹介する調査方法は通常の森林の蓄積量調査や物質循環調査で採用されている方法を基本に、事故で上空から飛来した放射性セシウムの沈着経路やセシウムの化学的特性、森林という異質性の高い研究対象等を考慮して決めた方法である。ただし、2011年の調査は限られた調査人員と時間の制約の中で、複数の調査地を設定しながら試料を採取するなど緊急対応であったため、精密な調査項目は省略せざるをえなかった面がある。その後の追加的な調査で情報を補足してきたが、調査方法の簡略化や項目の優先度の付け方がなどは緊急時の重要な判断事項といえる。ここで示した方法は最適といえないかもしれないが、森林の放射性物質やその循環を調査する目的のためには、基礎的な情報を十分把握できると考えている。本調査方法を参考に、調査チームの創意工夫しながら利用していただければ幸いである。

謝辞

本研究は林野庁委託事業「森林内における放射性物質実態把握調査事業」、農林水産技術会議事務局委託プロジェクト「農地・森林等の放射性物質の除去・低減技術の開発」、森林総合研究所交付金プロジェクト「森林・林業・木材における放射線影響に関する基礎研究(課題

番号 201205)」により実施した。森林総合研究所の金子真司氏、赤間亮夫氏には日頃から調査方法の検討、成果の取りまとめ、情報収集などに助言いただいております。ここに謝意を表する。

引用文献

- Akama, A., Kiyono, Y., Kanazashi, T., and Shichi, K. (2013) Survey of radioactive contamination of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) shoots and male flowers in Fukushima prefecture. *Jpn. J. For. Environ.* 55 (2), 105-111.
- Aro, L., Plamboeck, A.H., Rantavaara, A., Strålberg, E., and Vetikko, V. (2009) "Sampling in forests for radionuclide analysis – General and practical guidance", NKS-183, ISBN 978-87-7893-249-5, Roskilde, Denmark. 48pp.
- Brumfiel, G. and Fuyuno, I. (2012) Japan's nuclear crisis: Fukushima's legacy of fear. *Nature*, 483, 138-140.
- Calmon, P., Thiry, Y., Zibold, G., Rantavaara, A., and Fesenko, S. (2009) Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *J. Environ. Radioact.*, 100(9), 757-766.
- FAO and JRC. (2012) Global forest land-use change 1990–2005, by E.J. Lindquist, R. D'Annunzio, A. Gerrand, K. MacDicken, F. Achard, R. Beuchle, A. Brink, H.D. Eva, P. Mayaux, J. San-Miguel-Ayanz & H-J. Stibig. FAO Forestry Paper No. 169. Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre. Rome, FAO.
- Fujii, K., Ikeda, S., Akama, A., Komatsu, M., Takahashi, M., and Kaneko, S. (2014) Vertical migration of radiocesium and clay mineral composition in five forest soils contaminated by the Fukushima nuclear accident, *Soil Sci. and Plant Nutr.* (2014), DOI:10.1080/00380768.2014.926781
- Fukuyama, T., Takenaka, C., and Onda, Y. (2005) ¹³⁷Cs loss via soil erosion from a mountainous headwater catchment in central Japan. *Sci. Total Environ.*, 350(1), 238-247.
- Gjelsvik, R., and Steinnes, E. (2013). Geographical trends in ¹³⁷Cs fallout from the Chernobyl accident and leaching from natural surface soil in Norway. *J. Environ. Radioact.*, 126, 99-103.
- Hasegawa, M., Ito, M., Kaneko, S., Kiyono, Y., Ikeda, S., and Makino, S. (2013) Radiocesium concentrations in epigeic earthworms at various distances from the Fukushima Nuclear Power Plant 6 months after the 2011 accident. *J. Environ. Radioact.* 126, 8-13.
- Hashimoto, S., Matsuura, T., Nanko, N., Linkov, I., Shaw, G., and Kaneko, S. (2013) Predicted spatio-temporal dynamics of radiocesium deposited onto forests following the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, 3, 2564, DOI: 10.1038/srep02564.

- IAEA 2006. "Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience". Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna. 166pp.
- IUSS Working Group WRB (2007) World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Kagawa, A., Aoki, T., Okada, N., and Katayama, Y. (2002). Tree-ring strontium-90 and cesium-137 as potential indicators of radioactive pollution. *J. Environ. Qual.* 31(6), 2001-2007.
- 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・池田重人・黒田克史・田中浩・川崎達郎・齋藤哲・梶本卓也・阿部真・杉田久志・矢崎健一・太田敬之・三浦覚・大貫靖浩・阪田匡司・篠宮佳樹 (2012) 東京電力福島原子力発電所事故による森林放射能汚染の実態調査. 関東森林研究 63-(1), 97-100.
- 金子真司・池田重人・赤間亮夫・三浦覚・高橋正通 (2013) 福島第一原発事故による森林放射能汚染調査地の土壌理化学性. 森林立地 55, 75-81.
- 金子真司・高橋正通・池田重人・赤間亮夫 (2014) 福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態, 日土肥誌, 85(2), 86-89
- Kato, H., Onda, Y., and Teramage M. 2012. Depth distribution of ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, and ¹³¹I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioact.*, 111, 59-64
- 木村圭介, 藤沼賢司, 森内理江, 小沢秀樹, 牛山博文 (2011) 輸入食品中の放射能濃度 (平成 22 年度) 東京健安研七年报, 62, 199-203
- Kiyono, Y., and Akama, A. (2013) Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Jpn. J. For. Environ.*, 55, 113-118.
- Kudo, A., Suzuki, T., Santry, D. C., Mahara, Y., Miyahara, S., and Garrec, J. P. (1993). Effectiveness of tree rings for recording Pu history at Nagasaki, Japan. *J. Environ. Radioact.* 21(1), 55-63.
- Kuroda, K., Kagawa, A., and Tonosaki, M. (2013). Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *J. Environ. Radioact.*, 122, 37-42
- 根田 仁 (2013) 栽培きのこの放射性セシウム吸収を抑制するために. 特産情報 2013.9, 8-12.
- Nishizono, T., Kitahara, F., Iehara, T., and Mitsuda, Y. (2014) Geographical variation in age-height relationships for dominant trees in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) forests in Japan. *J. For. Res.*, 19(3), 305-316.
- 林野庁 (2012) "森林内の放射性物質の分布状況調査結果について(第二報)", 林野庁平成 2 年 12 月 27 日発表, http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_2.html
- 林野庁 (2013) "森林内の放射性物質の分布状況調査結果について", 平成 25 年 3 月 29 日発表, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/130329.html>
- 林野庁 (2014) "森林内の放射性物質の分布状況調査結果について", 平成 26 年 4 月 1 日発表, http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/140401.html
- 森林総合研究所 (2012a) "融雪期における渓流水中の放射性物質の観測結果", 平成 24 年 6 月 12 日発表, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120612/index.html>
- 森林総合研究所 (2012b) "梅雨期における渓流水中の放射性物質の観測結果", 平成 24 年 9 月 21 日発表, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120921/index.html>
- 森林総合研究所 (2012c) "8 ~ 10 月における渓流水中の放射性物質の観測結果", 平成 24 年 12 月 20 日発表, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20121220/index.html>
- 鈴木養樹・黒田克史・高野勉・張春花・鈴木敏和・高田真志 (2014) 表面汚染密度による樹木放射能濃度簡易推定手法の開発. 木材学会誌 60(1), 9-15.
- 高橋正通 (2013a) 福島原発事故による放射能汚染と森林・木材, 学術の動向 2013.6, 68-71.
- 高橋正通 (2013b) 森林の放射能汚染と除染, 日本応用地質学会平成 25 年度特別講演およびシンポジウム予稿集. 7-12.
- 高橋正通・森貞和仁 (2008) 森林土壌の炭素蓄積量の全国調査. 日土肥誌, 79(1), 109-111.
- 外崎真理雄 (2013) 木材への放射性セシウム移行と安全な木製品利用. 学術の動向 2013.6, 80-81.
- 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川 覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口 敦・朝田 景・和頼朗太・牧野知之・赤羽幾子・平館俊太郎 (2012) 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報 31, 75-129
- Yoshida, S. and Muramatsu, Y. (1994) Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *Sci. Total Environ.*, 157, 197-205.
- Zapata, F. (ed.) (2002) "Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides" (Vol. 219). Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers.
- Zhiyanski, M., Sokolovska, M., Bech, J., Clouvas, A., Penev, I., and Badulin, V. (2010) Cesium-137 contamination of oak (*Quercus petrae* Liebl.) from sub-mediterranean zone in South Bulgaria. *Journal of Environ. Radioact.* 101(10), 864-868.

Guidance for methods assessing radiocesium dynamics in tree, wood, soil and stream water in forest ecosystems

Masamichi TAKAHASHI ^{1)*}, Takuya KAJIMOTO ²⁾, Tsutomu TAKANO ³⁾,
Shigeto IKEDA ⁴⁾ and Masahiro KOBAYASHI ⁵⁾

Abstract

We reviewed the research published since the Chernobyl nuclear power plant accident to help us investigate the effects of radioactive cesium contamination in forest ecosystem and in wood material in Fukushima Prefecture caused by the Tokyo Electric Power Company (TEPCO) Fukushima Daiichi nuclear power plant accident in March 2011. There are still effects from radioactive cesium contamination in forests affected by the Chernobyl accident, and several reports are still published each year. Although valuable information can be found in these reports, actual measurements should be made in the Fukushima area because the natural conditions in the Fukushima and Chernobyl area are very different in terms of parameters such as climate conditions, the predominant floral and faunal species in the affected forests and soil types. We also discuss the importance of the selection of appropriate monitoring methods for the target area and research goals. Exploiting the information available on the effects of the Chernobyl and Fukushima accidents is important to allow us to extrapolate the limited information available to a wide area assessment and a future prediction.

Key words : Chernobyl nuclear power plant accident, Monitoring methods for nuclear contaminated environment, Radioactive cesium dynamics in forest ecosystems, TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Tohoku-oki earthquake 2011

Received 9 July 2014, Accepted 31 July 2014

1) Principal Research Coordinator, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Plant Ecology, FFPRI

3) Department of Wood Properties, FFPRI

4) Department of Forest Site Environment, FFPRI

5) Research Planning and Coordination Department, FFPRI

* Principal Research Coordinator, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: masamiti@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法

梶本 卓也^{1)*}、高野 勉²⁾、齊藤 哲¹⁾、黒田 克史²⁾、藤原 健²⁾、
小松 雅史³⁾、川崎 達郎⁴⁾、大橋 伸太⁴⁾、清野 嘉之⁵⁾

要旨

森林総合研究所では、福島第一原発事故により汚染された森林における放射性セシウムの分布や長期的な動態を把握するために、事故直後から福島県内の複数地点のスギ林や広葉樹林など異なる森林に試験地を設けて研究を行ってきた。ここでは、調査林分の概況と、研究手法のうち、樹木地上部、小径木及び下層植生を対象にした放射性セシウム濃度と林分全体の蓄積量の測定及び推定法を紹介する。とくに、幹の各部位（樹皮、辺材、心材）に区別した試料の採取や調整の仕方と、これら幹各部位と枝葉の現存量推定法については、調査林分での推定結果の一部を踏まえながら、方法上の問題点や今後の課題などを検討する。

キーワード：地上部現存量、アロメトリー、容積密度、下層植生、放射性セシウム、容積比

1. はじめに

2011年3月の福島第一原子力発電所の爆発事故で放出された放射性物質の挙動については、水田や河川、森林など様々な生態系を対象に、事故直後から多くの調査や研究が行われている（例えば、Kato et al. 2012, 金子ら 2012, 中西 2013, Yoshihara et al. 2013；他に高橋ら 2014 の文献も参照）。森林の場合、チェルノブイリ原発事故後の研究例が示すように（e.g., Riesen 2002, IAEA 2006）、降下した放射性セシウム（以下、放射性 Cs）は樹木や土壌など生態系内に滞留する傾向にあるため、森林自体が長期にわたって汚染源となることが懸念される。しかし、森林における放射性 Cs の分布や動態は、気候や土壌、地形条件の違いとともに、構成樹種や林齢の違いなどでも異なることが指摘されている（e.g., Nimis 1996, Mamikhin et al. 1997, Thiry et al. 2002, Fesenko et al. 2003, Goor and Thiry 2004, Goor et al. 2007）。チェルノブイリ周辺で汚染された森林は、おもに砂質土壌のヨーロッパアカマツ林だが、福島の事故で影響を受けた東北南部から関東地方には、おもに火山灰を母材とする土壌にスギやヒノキの針葉樹人工林と冷温帯性の落葉広葉樹林が分布するため（Hashimoto et al. 2012）、樹木-土壌間の放射性 Cs 動態はチェルノブイリの場合と大きく違ってくる可能性が示唆されている（金子ら 2013, 小林 2014）。したがって、今回の福島原発事故による放射能汚染の影響を、将来長きにわたって正確に予測するためには、これら主要な森林タイプを対象にした樹木と土壌を含む生態系レ

ベルでの蓄積量に関する継続的な調査が必要とされる。

このような観点から、森林総合研究所では林野庁の委託事業や所内交付金プロジェクトとして、事故直後から福島県内の森林に複数の調査地を設けて、樹木地上部の各部位や低木、下層植生、さらにはリター（堆積有機物または落葉層とも呼ばれる）や土壌も含めて放射性 Cs の濃度や林分全体の蓄積量を推定し、その経年変化を追跡する研究に取り組んでいる（金子ら 2012, Kuroda et al. 2013, 林野庁 2013, 2014）。ここでは、この事業で用いている野外調査や推定手法のうち、とくに林分全体の放射性 Cs 蓄積量推定とその動態把握に必要な樹木の幹（木材）や枝葉など地上部各部位の現存量の推定方法と、それぞれの放射性 Cs 濃度測定用試料の採取や調整方法を中心に手順を紹介する。また、測定及び推定結果の一部を例にして、方法上の問題点や今後の課題について検討する。

2. 林分調査法

2.1 調査地の選定

原発事故が発生した初年度（2011年）に、汚染程度の違う福島県内の川内村、大玉村及び只見町の3ヶ所を調査地を選び、県内で最も広く植栽されているスギ林を共通の研究対象樹種として、スギの調査林分（KU-S1、OT-S、TD-S）を各国有林内に設定した（表1）。各スギ林の林齢は、現在県内のスギ林の齢級構成のほぼピークにあたる40～45年生に揃えた。各調査地の位置は、本

原稿受付：平成26年7月14日 原稿受理：平成26年8月7日

1) 森林総合研究所植物生態研究領域

2) 森林総合研究所木材特性研究領域

3) 森林総合研究所きのこ・微生物研究領域

4) 森林総合研究所企画部

5) 森林総合研究所研究コーディネータ

* 森林総合研究所植物生態研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

表 1. 調査林分の概況

Table 1. Outlines of the research plots established at three study sites in Fukushima Prefecture.

調査地名 Site	位置 Location	標高 Altitude (m)	森林型 Forest type	プロット名 Plot Name	面積 Plot area (ha)	林齢 Stand age (yrs-old)	樹種 Species	立木密度 Tree density (ha ⁻¹)	胸高直径 Diameter DBH (cm)	樹高 Height H (m)	幹材積 Stem volume (m ³ ha ⁻¹)	
川内村 Kawauchi village	大津辺山 Mt. Otsupe	660	スギ人工林 <i>Cryptomeria japonica</i> , plantation	KU-S1	0.16	43	スギ 広葉樹 (Broad-leaved spp.)	<i>C. japonica</i> (575)	975 (17.1)	18.9 (13.9)	14.3 (72)	246
		730	ヒノキ人工林 <i>Chamaecyparis obtusa</i> , plantation	KU-H	0.10	26	ヒノキ 広葉樹 (Broad-leaved spp.)	<i>C. obtusa</i> —	1330 —	17.6 —	16.5 —	278 —
	上川内 Kami-Kawauchi	690	スギ人工林 <i>Cryptomeria japonica</i> , plantation	KU-S2	0.12	56	スギ 広葉樹他*	<i>C. japonica</i> (other spp.)*	733 (225)	30.9 (25.8)	19.2 (13.8)	546 (86)
大玉村 Otama village	730	スギ人工林 <i>Cryptomeria japonica</i> , plantation	OT-S	0.24	42	スギ 広葉樹 (Broad-leaved spp.)	<i>C. japonica</i> —	1117 —	24.8 —	17.8 —	489 —	
		750	アカマツ人工林 <i>Pinus densiflora</i> , plantation	OT-P	0.24	43	アカマツ 広葉樹 (Broad-leaved spp.)	<i>P. densiflora</i> (375)	938 (15.6)	18.8 (11.9)	12.6 (46)	182
	760	落葉広葉樹二次林 Deciduous broad-leaved, secondary	OT-Q	0.24	43	広葉樹 アカマツ (<i>P. densiflora</i>)	Broad-leaved spp. (658)	546 (18.9)	17.5 (12.6)	12.3 (127)	88	
只見町 Tadami town		790	スギ人工林 <i>Cryptomeria japonica</i> , plantation	TD-S	0.21	41	スギ 広葉樹 (Broad-leaved spp.)	<i>C. japonica</i> (133)	1105 (17.2)	19.9 (12.3)	14.3 (20)	299

林齢、立木密度、直径、樹高及び幹材積合計は、初年度(2011年)の値。樹高は、直径DBHから推定した各個体の平均値。上段に優先樹種、下段カッコ内にその他樹種の値を示す。*上川内スギ林(KU-S2)のその他樹種は、広葉樹以外にもアカマツとカラマツ(植栽木)が多少混交する。直径分布や樹種構成の詳細は、電子補助資料図1を参照。

The values shown for the stand age, tree density and mean size parameters were obtained in 2011.

The values in the upper line are for the dominant species, and the values in the lower line in parentheses are other species. Tree height was estimated using the site-specific DBH—H regression (see electrical supplementary Fig. 2).

* In the *C. japonica* stand (KU-S2), broad-leaved trees grow together with planted trees of two conifer species (*Pinus densiflora* and *Larix kaempferi*). Details of species composition of each stand are shown in the electrical supplementary Fig. 1.

誌特集号の高橋ら(2014、図2)を参照されたい。

スギ以外の樹種については、樹種間の比較を目的に、大玉村でスギ林(OT-S)の近くのアカマツと落葉広葉樹(コナラやクリなど)がそれぞれ優占する林分をアカマツ林(OT-P)、広葉樹林(OT-Q)として、初年度(2011年)から調査林分に加えた。また、川内村では、初年度は上述のスギ林(KU-S1)のみ調査を行ったが、2年目(2012年)からは、この近く(大津辺山)のヒノキ林(KU-H)と落葉広葉樹林(いずれも村有林)も調査対象に追加した。ただし、この落葉広葉樹林では、後述するような固定プロットはとくに設置せず、樹木と土壌試料の採取のみを行った。さらに川内村では、もう1ヶ所汚染程度がやや低い地域(上川内)の村有スギ林(56年生、KU-S2)を調査林分に選定して、試料木の採取と分析を行った。各調査林分の直径階分布や樹種構成などの詳細は、補足電子資料図1を参照されたい。

2.2 調査プロットの設定

各調査林分には、長方形の固定プロット(面積0.10~0.24 ha前後)を1ヶ所設置した(表1)。プロットの面積と形状は、地形の影響や本数密度、平均樹高の違いなどを考慮して林分ごとに多少異なった。例えば、3調査地共通で設置した各スギ林については、川内村の0.16 ha(20×80 m²)から大玉村の0.24 ha(30×80 m²)と1.5倍の差がある。しかし、いずれのプロットにもスギの個

体が少なくとも150本程度含まれるよう調査面積を確保した。各プロットは、毎木調査や小径木の測定用に10×10 mの格子点に杭を打ち、便宜的にコードラート(方形枠)に区分した。

2.3 毎木調査

各調査林分では、固定プロット内の胸高直径(DBH、地上高1.3 m)が10 cm以上のすべての個体に番号をつけて、樹種を記載後、スチールメジャーを用いてDBH(実際には周囲長)を測定した。立枯れ個体については、一部の林分では同様にDBHを測定したが、後述する林分の現存量と放射性Cs蓄積量の推定では除外した。

各プロットでは、優占樹種の個体10~20本程度を選び、測桿か超音波測定装置(Vertexなど)を用いて樹高(H)と生枝下高(HB)を測定し、DBHから樹高を推定するための関係式を調査林分ごとに導いた。関係式は、一部の林分を除いておおむね対数式で近似した(関係式の例を、補足電子資料図2に示した)。これらの式から推定した各個体の樹高は、個体の幹材積の推定(後述)に用いた。

胸高直径が10 cm未満の小径木については、各プロットの両隅に位置する2つのコードラート(各10×10 m²)を対象に、生存個体すべての樹種を記載してDBHを測定した。同じ個体でも萌芽枝などで多幹の場合は、それぞれの幹を1本ずつ測定した。

3. 部位別現存量の推定法

放射性 Cs の林分蓄積量を求める上で必要となる現存量の推定手順を図 1 にまとめた。林分 Cs 蓄積量は、森林の地上部を (1) 樹木 (DBH が 10 cm 以上)、(2) 小径木 (10 cm 未満)、(3) 下層植生 (草本・木本類、ササ含む) の 3 つに大別し、それぞれ各部位の現存量を推定して、それらに部位別に採取した試料で得た放射性 Cs 濃度を乗じて求めた。樹木の地上部は、幹、枝、葉の 3 つの部位に分けて、また小径木は木部 (幹と枝合計) と葉の 2 つに分けて扱った。さらに、樹木の幹 (木材) については、将来的に利用される際にその汚染状況を詳しく把握しておく必要性から、樹皮・辺材・心材の 3 つの部位に区分して推定した。

森林の樹木の現存量推定には、皆伐法や平均木法など様々な手法がある (例えば、依田 1971, 木村 1976)。この研究では、個体の成長や枯死を反映して放射性物質の動態を長期的に追跡するのに適した方法として、アロメトリー法を用いることにした。アロメトリー法とは、毎年の毎木調査で得られる各個体の直径や樹高 (DBH, H) を変数として各部位の乾重を求める方法で、ふつう樹木の地上部を幹と枝、葉に大別して、それぞれの乾重を計算するケースが多いが、幹についてさらに樹皮や材部を分けて現存量を推定する必要性から、一度幹材積を求めてから各部位の乾重に換算する方法を用いることにした (図 1 の B)。

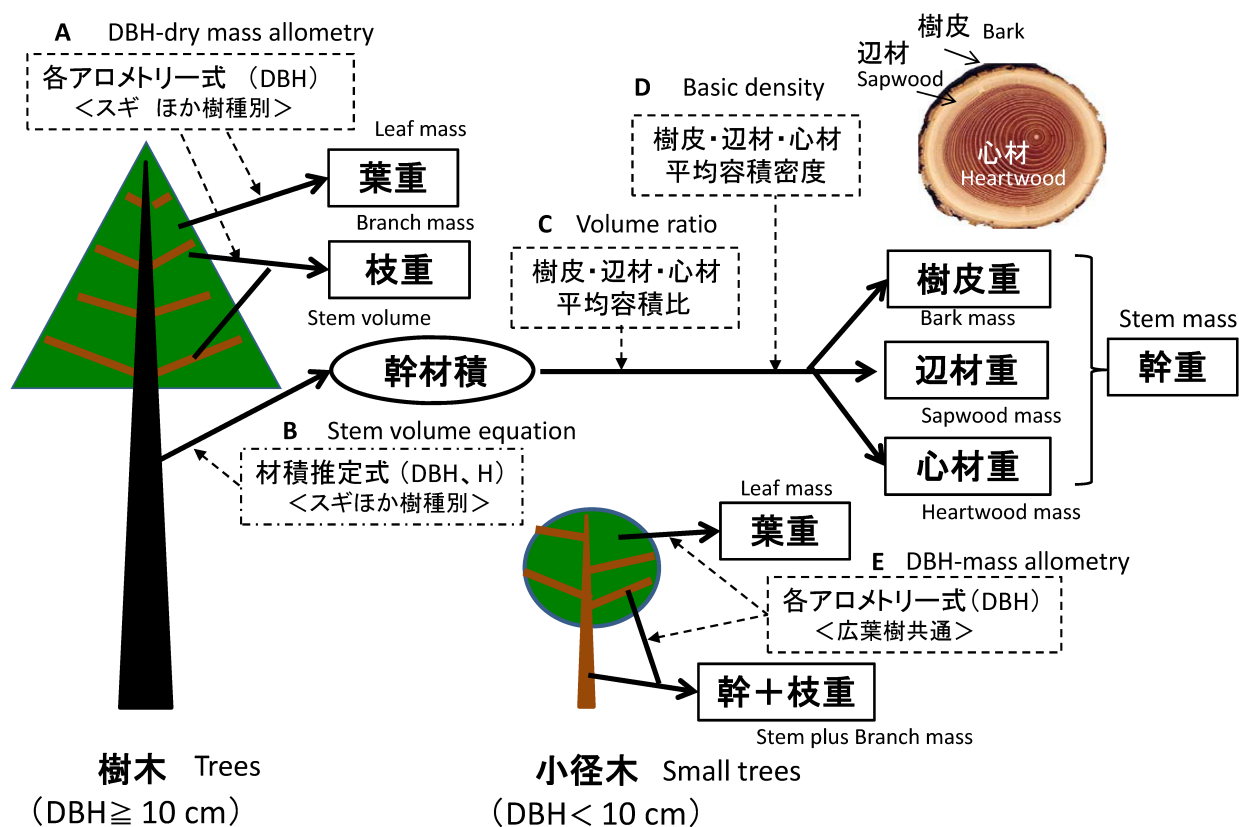


図 1. 樹木地上部の部位別現存量の推定手順

枝と葉の乾重は (A) DBH を変数とする各アロメトリー式から、幹は (B) 総幹材積を計算して、それに樹皮・辺材・心材それぞれの (C) 容積比と (D) 容積密度を乗じて部位別の乾重に換算する方法で求めた。小径木は、木部 (幹と枝合計) と葉の 2 つに分けて、(E) 各アロメトリー式から推定した。

Fig. 1. Method used to estimate biomass in the aboveground tree components.

For each tree (DBH ≥ 10 cm), the dry masses of leaves and branches were estimated by (A) appropriate DBH-based allometric equation (see details of equation in Table 2). The dry mass of stem was estimated by separating it into three parts (barks, sapwoods, and heartwoods): (B) the total stem volume was converted into the dry mass of each part by using the volume ratio, or (C) a relative volume proportion of that part to the whole stem, and (D) basic density. For small trees (DBH < 10 cm), the dry masses of woody parts (stem plus branches) and leaves were estimated separately by applying appropriate DBH-based allometric equation (see details of equation in Table 2).

3.1 樹木の枝葉

枝と葉の現存量は、DBH を変数とする枝及び葉の乾重との相対成長関係式、 $y = a \text{ DBH}^b$ (y は各部位乾重、 a 、 b は係数) を樹種別に作成して推定した (図 1 の A)。推定式の作成には、全国各地で収集された伐倒木データ (林野庁、未公開) の一部を用いた。スギ、アカマツ、ヒノキの針葉樹 3 種については、各調査林分の林齢 (約 40 年生、表 1) に近い各樹種のデータ (地域は複数) を選択して DBH と乾重の関係を調べたところ、図 2 に示すとおり、スギとヒノキについては決定係数 (R^2) が 0.7 ~ 0.9 と比較的良好な相対成長関係式が得られた (式の統計量や試料木の詳細は、表 2 を参照)。また、アカマツについては、DBH と葉重、枝重の関係はかなりデータがばらつくが ($R^2 = 0.4 \sim 0.5$)、いずれの関係も有意 ($p < 0.01$) であった (図 2b)。落葉広葉樹については、コナラとミズナラを中心にクリなど他の 10 数種を含む伐倒木データを用いて推定式を作成したが、枝重も葉重もともに良好な関係 (R^2 が約 0.7) が認められた (図 2c)。

3.2 樹木の幹 (木材)

幹の現存量は、樹皮・心材・辺材の 3 部位に分けて推定するために、まずプロット内の各個体の幹材積を既存の材積推定式を用いて計算し (図 1 の B)、それに樹皮・心材・辺材の容積比 (全幹材積に占める割合、図 1 の C) を乗じ

て部位別の材積を求めた。その値に、各部位の容積密度 (乾重/材積、図 1 の D) を乗じることで乾燥重量に換算した。したがって、幹の各部位の現存量は、[幹材積] \times [各部位の容積比] \times [容積密度] で計算した。

幹材積の推定には、DBH と H を変数とする地域ごとに樹種別及び直径階別に調整された経験式を利用した (細田ら 2010)。各式の詳細は、この文献の表 2 を参照されたい (スギ、アカマツ、ヒノキ、広葉樹の各式は、番号 29、32、31、35 に対応)。なお、広葉樹以外の各式は、現行の立木幹材積表 (東日本編) で用いられている式と同じである。部位別の容積比と容積密度の値は、後述するように放射性 Cs 濃度の測定用に各プロットで伐倒した個体の幹 (円板) 試料で得られた平均値 (単年 3 本、または 2 年分の 6 本) を用いた。

3.3 小径木

小径木の現存量は、地上部を木部 (幹と枝合計) と葉に分けて、それぞれ DBH を変数とする乾重との巾乗関係式を用いて推定した (図 1 の E)。これらの推定式は、岐阜県の冷温帯落葉広葉樹林の伐倒調査で得られた既存のデータを用いて作成した (小見山ら 2002; 付表「伐倒木のデータその 2」より、DBH < 10 cm の個体のみ 31 本のデータを使用)。図 3 に示すように、地上木部重及び葉重ともに DBH とかなり良好な関係 ($R^2 > 0.84$) が認められた (式の係数等の詳細は、表 2 を参照)。

表 2. 樹木と小径木の枝及び葉の現存量推定に用いた樹種別の相対成長式

Table 2. Allometric equations developed to estimate biomass of branches and leaves in each study stand.

	対象樹種 Species	部位 Component	式の係数 Parameters of equation		決定係数 Coefficients of determination R^2	試料本数 Samples n	試料木の樹種や年齢、採取場所(県)など* Information on original data, sample trees e.g., tree ages, sampling sites (prefectures)
			a	b			
樹木 Trees (10 cm \leq DBH)	スギ <i>Cryptomeria japonica</i>	枝 Branch	4.36×10^{-4}	3.17	0.92	25	33~40年生(years)、5林分(5 stands) 茨城、石川、長野、秋田、山形各県
		葉 Leaf	4.37×10^{-3}	2.61	0.86		
	アカマツ <i>Pinus densiflora</i>	枝 Branch	7.98×10^{-3}	2.42	0.53	23	28~39年生(years)、4林分(4 stands) 長野、岩手各県
		葉 Leaf	2.52×10^{-2}	1.77	0.39		
	ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	枝 Branch	7.71×10^{-4}	3.22	0.77	20	28~39年生(years)、4林分(4 stands) 茨城、静岡、岐阜各県
		葉 Leaf	4.21×10^{-3}	2.57	0.86		
落葉広葉樹 Broad-leaved spp.		枝 Branch	1.50×10^{-3}	3.24	0.69		
葉 Leaf	5.90×10^{-4}	3.04	0.68				
小径木 Smaller trees (DBH < 10 cm)	落葉広葉樹 Broad-leaved spp.	幹・枝合計 Stem and branch	2.57×10^{-1}	1.95	0.98	31	ミズナラ、イタヤカエデ、ミズキなど11種 e.g., <i>Quercus crispula</i> , <i>Acer mono</i> , <i>Cornus controversa</i> 小見山ら(2002)付表より from Komiyama et al., (2002)
		葉 Leaf	1.91×10^{-2}	1.62	0.84		

各相対成長関係は、すべてDBHを変数とする巾乗式、 $y = a \text{ DBH}^b$ (単位[cm, kg]; y は各部位の乾重) で近似した。樹木(DBH > 10 cm)の伐倒木データは、林野庁の未公開資料。

Each allometric relationship was given by the equation, $y = a \text{ DBH}^b$ (unit: [cm, kg], y is dry mass of component). The original data for the sample trees (except for smaller trees) were from the Japanese Forestry Agency (unpublished data).

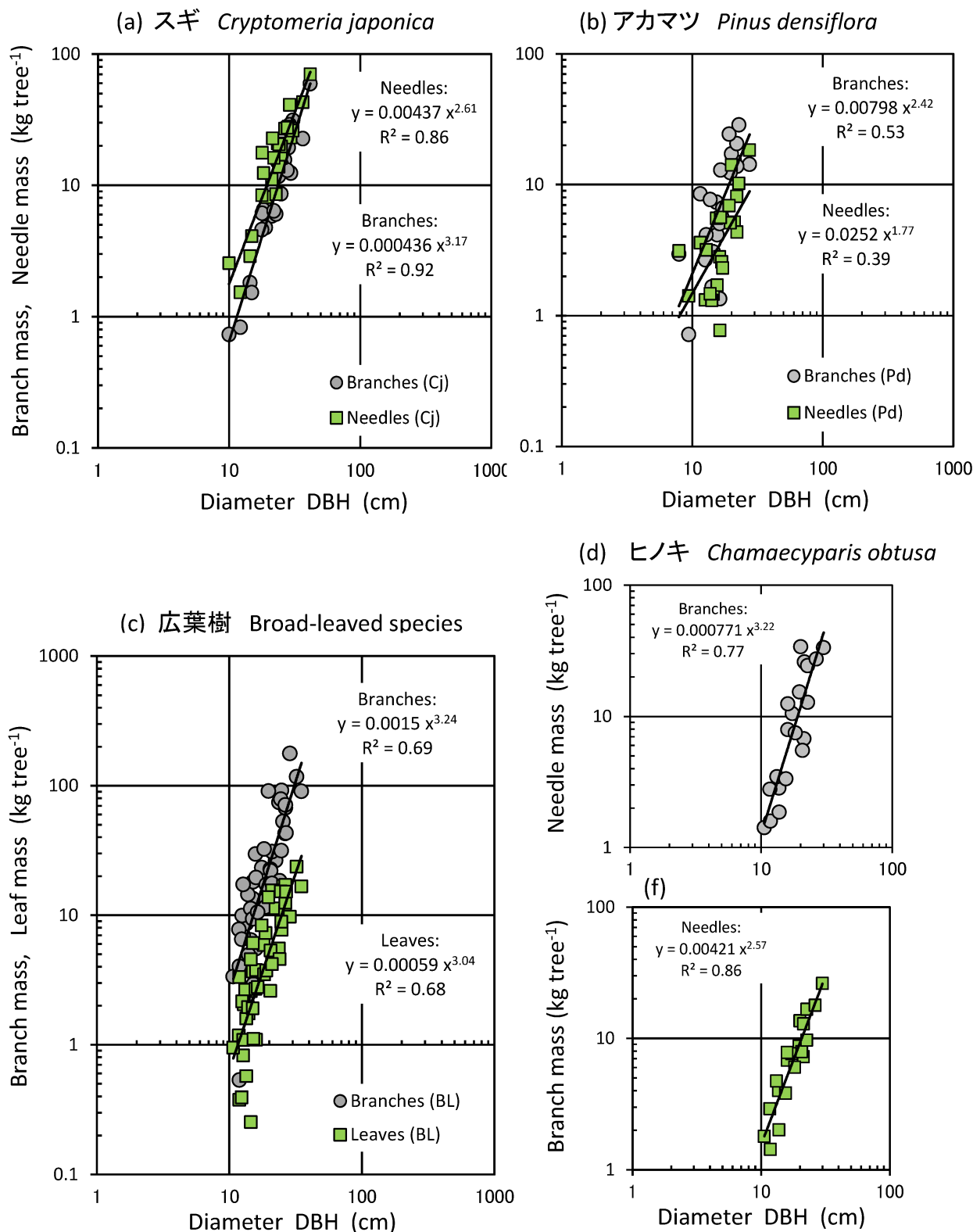


図 2. 枝と葉の現存量推定に用いた直径 (DBH) と乾重のアロメトリー関係

(a) スギの枝、葉 (b) アカマツの枝、葉 (c) 広葉樹の枝、葉 (d) ヒノキの枝 (f) ヒノキの葉
 試料木と各式の係数等詳細は表 2 を参照。

Fig. 2. Allometric relationships between the DBH and the dry mass of branches and leaves observed for the sample trees of different species, (a) *Cryptomeria japonica* (n = 25), (b) *Pinus densiflora* (n = 23), (c) deciduous broad-leaved species (e.g., *Quercus serrata* and *Q. crispula*, n = 49), and (d) *Chamaecyparis obtusa* (n = 20). The details of the regression equations are summarized in Table 2.

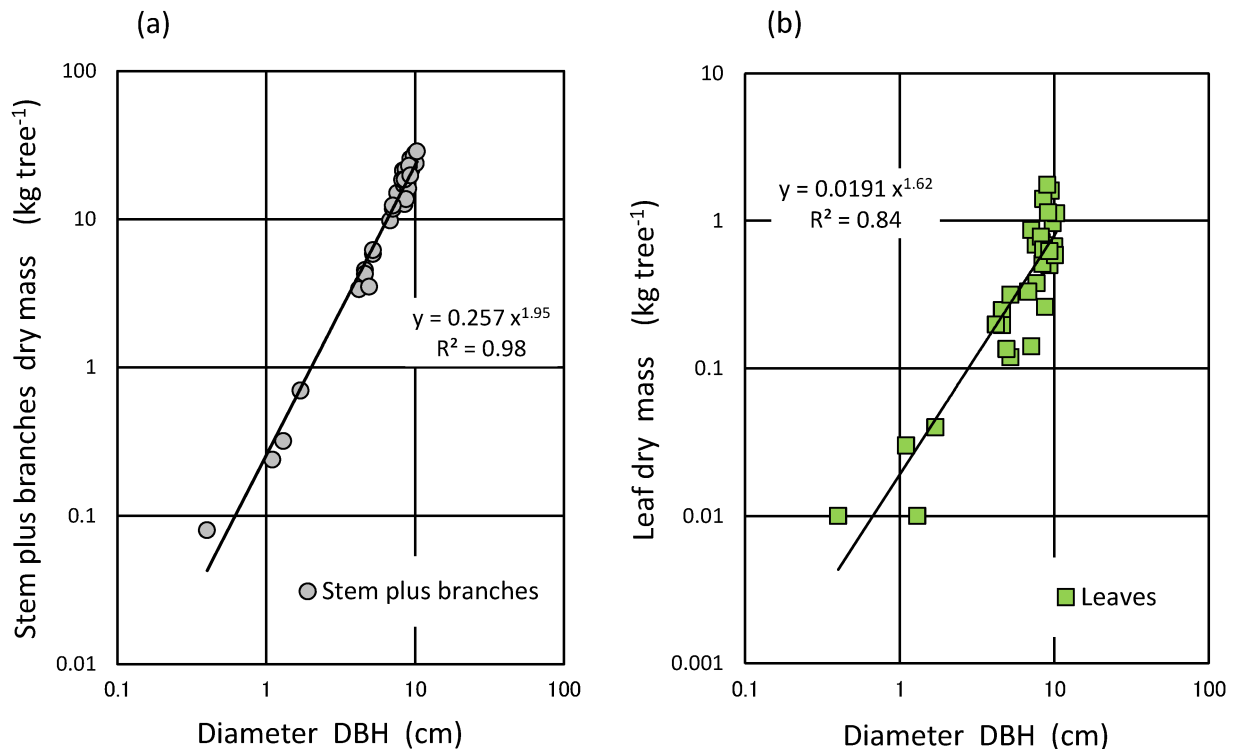


図 3. 小径木（落葉広葉樹）の現存量推定に用いた直径（DBH）と各乾重のアロメトリー関係
(a) 幹・枝合計乾重、(b) 葉乾重。 試料木と各回帰式の係数等詳細は表 2 を参照。

Fig. 3. Allometric relationship between DBH and dry mass of branches and leaves found for smaller deciduous broad-leaved trees (DBH < 10 cm, n=32).

The data of sample trees used to derive each regression equation included 11 species, e.g., *Quercus crispula*, *Acer mono*, *Carpinus tschonoskii*, and *Cornus controversa*. (for details, see Table 2).

3.4 下層植生

下層植生の現存量は、いわゆる坪刈り法を用いて推定した。各プロット内で、ランダムに選んだ 5ヶ所に方形枠（各 $1 \times 1 \text{ m}^2$ ）を設定し、その中の刈り取った植物体地上部の乾燥重量を、単位面積当たりに換算して（5 枠の平均値）現存量を計算した。なお、木本や草本（ササも）の幹や茎が長くて先端が枠外にある場合も、地際部が枠内にあればすべて刈り取りの対象とした。この刈り取り試料は、後述するように放射性 Cs 濃度の測定にも用いた。

4. 放射性セシウム濃度の測定用試料の採取と分析

4.1 試料木の選定と伐倒

各調査林分では、固定プロット周辺からサイズが異なる大、中、小の 3 個体（優占樹種）を試料木に選定した。

大玉村の落葉広葉樹林（OT-Q）については、試料木は優占樹種のコナラを対象に、隣接するアカマツ林（OT-P）も含めた両プロット周辺から 3 個体を選定した。これらの試料木は、すべて先枯れや幹の曲がりなどが無い個体で（写真 1a）、林分ごとに毎年選んだ大、中、小の各個体は、それぞれ DBH が 3 年間通じてほぼ同じくらいであった（表 3）。

各試料木は、伐倒の際に放射性物質濃度の高い落葉や土壌の付着を避けるため、あらかじめ立木状態で幹の地上高 50 ~ 300 cm にブルーシートを巻き付けてから、地際より少し上部（20 ~ 40 cm）でチェーンソーを用いて伐倒した（写真 1b, c, d）。切り株の高さ（伐採高）と地際直径、生枝下高と生枝下直径、樹高を測定してから、以下の手順で枝葉の試料と幹の円板試料を採取した。

(a)



(b)



(c)



(d)



写真 1. 試料木の選定と伐倒の様子

- (a) 大玉村スギ林 OT-S (2012 年；赤テープをつけた木)
- (b) 只見町スギ林 TD-S (2013 年；青シートをまいた木)
- (c)、(d) 川内村ヒノキ林 (2012 年、大)

Photo 1. Examples of the trees sampled.

- (a) *Cryptomeria japonica* (small tree, 2012, Ohtama site OT-S)
- (b) *Cryptomeria japonica* (medium tree, 2013, Tadami site TD-S)
- (c) and (d) *Chamaecyparis obtusa* (large tree, 2012, Kawauchi site KU-H)

表 3a. 試料木の諸量と幹各部位の容積比及び容積密度

1) 川内村のスギ林とヒノキ林

Table 3a. Size parameters and estimates of volume ratio and basic density for the stem components of the sample trees in each plot at the Kawauchi site.

調査地名 Site	調査林分 Study stand	プロット名 Plot Name	採取年 Sampling year	試料木 Sample tree	サイズ Size parameters				容積比 Volume ratio			容積密度* Basic density		
					直径 DBH (cm)	樹高 H (m)	生枝下高 HB (m)	生枝下直径 DB (cm)	樹皮 Bark (%)	辺材 Sapwood (%)	心材 Heartwood (%)	樹皮 Bark (g cm ⁻³)	辺材 Sapwood (g cm ⁻³)	心材 Heartwood (g cm ⁻³)
川内村 (KU) Kawauchi village	スギ人工林 <i>C. japonica</i>	KU-S1	2011	大 Large	36.2	21.4	8.3	27.5	5.8	62.0	32.2	0.234	0.231	0.266
				中 Medium	21.4	17.2	10.7	13.6	9.9	68.2	21.9	0.237	0.328	0.350
				小 Small	14.3	12.1	4.2	9.2	6.4	69.2	24.5	0.248	0.263	0.294
				平均 Mean					7.4	66.5	26.2	0.240	0.274	0.303
				SD					2.2	3.9	5.3	0.007	0.049	0.043
				2012	大 Large	32.8	21.1	8.8	25.5	4.5	63.5	32.0	0.365	0.252
	中 Medium	21.5	16.6	4.0	18.1	3.4	77.6	19.0	0.312	0.252	0.342			
	小 Small	13.7	16.2	10.1	8.4	6.3	70.7	23.0	0.321	0.344	0.378			
	平均 Mean					4.8	70.6	24.6	0.333	0.283	0.330			
	SD					1.5	7.0	6.7	0.029	0.053	0.055			
	2013	大 Large	34.5	19.3	4.3	30.9	4.1	59.3	36.5	0.378	0.271	0.302		
	中 Medium	23.0	18.0	9.6	16.2	4.4	62.2	33.4	0.345	0.286	0.323			
小 Small	17.4	13.8	5.7	14.4	5.0	74.8	20.1	0.357	0.302	0.344				
平均 Mean					4.5	65.4	30.0	0.360	0.287	0.323				
SD					0.5	8.3	8.7	0.016	0.015	0.021				
スギ人工林 <i>C. japonica</i> 上川内 Kami-Kawauchi	KU-S2	2011	大 Large	50.5	26.0	12.4	33.6	4.6	44.5	50.9	0.318	0.258	0.280	
			中 Medium	35.8	22.4	15.1	19.2	3.0	54.8	42.2	0.310	0.281	0.283	
			小 Small	28.9	21.4	13.6	17.8	5.7	62.1	32.2	0.354	0.351	0.381	
			平均 Mean					4.5	53.8	41.8	0.327	0.296	0.315	
			SD					1.4	8.8	9.4	0.023	0.049	0.058	
			2012	大 Large	47.7	26.0	12.6	34.2	2.7	48.0	49.4	0.401	0.325	0.413
	中 Medium	37.2	24.0	11.5	26.7	3.3	58.7	38.0	0.410	0.317	0.322			
	小 Small	27.4	21.4	13.7	15.9	4.1	67.0	28.9	0.413	0.335	0.328			
	平均 Mean					3.3	57.9	38.8	0.408	0.326	0.354			
	SD					0.7	9.5	10.2	0.007	0.009	0.051			
	2013	大 Large	51.0	29.1	13.1	36.5	7.0	44.6	48.4	0.407	0.289	0.283		
	中 Medium	37.0	23.9	6.1	31.7	7.0	55.8	37.2	0.378	0.321	0.338			
小 Small	29.5	24.0	8.6	23.3	8.1	62.7	29.2	0.386	0.290	0.350				
平均 Mean					7.4	54.4	38.3	0.390	0.300	0.324				
SD					0.6	9.1	9.6	0.015	0.018	0.036				
ヒノキ人工林 <i>C. obtusa</i> 大津辺山 Mt. Otsupe	KU-H	2012	大 Large	20.7	11.6	4.7	16.2	8.1	64.4	27.5	0.339	0.374	0.435	
			中 Medium	17.0	10.8	4.9	12.4	9.8	61.5	28.7	0.329	0.395	0.443	
			小 Small	13.7	9.5	4.0	10.2	8.5	70.5	21.0	0.271	0.374	0.421	
			平均 Mean					8.8	65.5	25.8	0.313	0.381	0.433	
			SD					0.9	4.6	4.1	0.037	0.012	0.011	
			2013	大 Large	19.8	11.5	2.9	18.0	4.3	64.6	31.1	0.317	0.364	0.416
	中 Medium	16.9	10.1	4.4	13.6	5.9	67.3	26.9	0.322	0.319	0.371			
	小 Small	14.2	10.4	3.7	12.4	4.4	68.9	26.6	0.313	0.368	0.416			
	平均 Mean					4.9	66.9	28.2	0.317	0.350	0.401			
	SD					0.9	2.2	2.5	0.005	0.027	0.026			

*部位別容積密度は、各個体、2ヶ所(地上高 2.5 m, 4.5 m)で採取した円板試料の平均値。

*The basic density of each stem component is the mean of two stem disks sampled from 2.5 m and 4.5 m above the ground.

表 3b. 試料木の諸量と幹各部位の容積比及び容積密度
2) 大玉村のスギ林、アカマツ林及び広葉樹林（コナラ）

Table 3b. Size parameters and estimates of volume ratio and basic density for the stem components of the sample trees at the Otama site.

調査地名 Site	調査林分 Study stand	プロット名 Plot Name	採取年 Sampling year	試料木 Sample tree	サイズ Size parameters				容積比 Volume ratio			容積密度* Basic density			
					直径 DBH (cm)	樹高 H (m)	生枝下高 HB (m)	生枝下直径 DB (cm)	樹皮 Bark (%)	辺材 Sapwood (%)	心材 Heartwood (%)	樹皮 Bark (g cm ⁻³)	辺材 Sapwood (g cm ⁻³)	心材 Heartwood (g cm ⁻³)	
大玉村 Otama village	スギ人工林 <i>C. japonica</i>	OT-S	2011	大	31.7	20.9	10.8	22.4	9.1	53.5	37.4	0.253	0.288	0.298	
				中	25.5	21.9	13.8	17.6	8.2	63.0	28.8	0.247	0.303	0.315	
				小	18.9	19.6	13.5	12.0	8.5	66.5	25.0	0.231	0.282	0.284	
				平均					Mean	8.6	61.0	30.4	0.244	0.291	0.299
				SD					SD	0.4	6.7	6.4	0.011	0.011	0.016
				2012	大	33.5	22.0	11.1	22.1	3.5	63.5	33.0	0.406	0.256	0.269
			中	31.2	23.7	14.5	19.2	4.5	55.7	39.8	0.361	0.291	0.309		
			小	18.9	21.1	13.3	13.2	3.8	75.9	20.3	0.278	0.339	0.353		
			平均					Mean	4.0	65.0	31.0	0.348	0.295	0.310	
			SD					SD	0.5	10.2	9.9	0.065	0.041	0.042	
			2013	大	34.5	23.6	10.1	24.7	3.8	56.1	40.1	0.339	0.296	0.321	
			中	26.4	22.1	13.4	18.1	4.7	57.9	37.4	0.354	0.303	0.327		
小	20.1	18.5	8.6	14.8	5.1	67.4	27.5	0.308	0.329	0.349					
平均					Mean	4.5	60.5	35.0	0.334	0.309	0.332				
SD					SD	0.7	6.1	6.6	0.024	0.017	0.015				
アカマツ人工林 <i>P. densiflora</i>	OT-P	2011	大	31.1	16.5	8.3	22.1	10.7	76.2	13.0	0.312	0.390	0.383		
			中	23.0	15.7	8.9	15.9	8.1	84.4	7.5	0.209	0.433	0.374		
			小	16.5	13.9	9.5	9.5	9.2	76.4	14.4	0.260	0.371	0.330		
			平均					Mean	9.4	79.0	11.6	0.260	0.398	0.362	
			SD					SD	1.3	4.7	3.7	0.051	0.032	0.028	
			2012	大	30.7	16.4	8.8	22.0	6.4	87.2	6.5	0.320	0.391	0.363	
		中	23.6	16.0	9.4	15.6	5.0	82.1	13.0	0.300	0.412	0.373			
		小	19.7	15.8	9.5	13.1	4.8	91.9	3.3	0.351	0.475	0.409			
		平均					Mean	5.4	87.1	7.6	0.323	0.426	0.382		
		SD					SD	0.9	4.9	4.9	0.026	0.044	0.024		
		2013	大	32.5	15.9	7.7	24.4	6.0	84.7	9.3	0.263	0.405	0.385		
		中	25.5	14.5	6.5	22.3	7.1	89.6	3.4	0.300	0.367	0.359			
小	17.3	13.8	7.2	12.2	6.2	89.1	4.8	0.309	0.440	0.408					
平均					Mean	6.4	87.8	5.8	0.291	0.404	0.384				
SD					SD	0.6	2.7	3.1	0.024	0.036	0.025				
落葉広葉樹二次林 コナラ Broad-leaved forest <i>Quercus serrata</i>	OT-Q	2011	大	30.8	16.7	5.1	28.1	16.2	53.5	30.3	0.391	0.615	0.628		
			中	23.2	14.9	4.8	19.4	24.1	53.0	22.9	0.587	0.594	0.641		
			小	13.6	13.1	6.9	9.8	18.9	52.3	28.8	0.411	0.616	0.643		
			平均					Mean	19.8	52.9	27.3	0.463	0.608	0.637	
			SD					SD	4.0	0.6	3.9	0.108	0.012	0.008	
			2012	大	27.5	14.5	5.4	22.6	21.7	48.9	29.4	0.421	0.603	0.623	
		中	23.4	15.8	6.6	19.5	12.8	57.9	29.3	0.418	0.655	0.649			
		小	10.8	10.1	5.2	9.4	18.2	51.8	30.1	0.480	0.557	0.649			
		平均					Mean	17.6	52.8	29.6	0.440	0.605	0.640		
		SD					SD	4.5	4.6	0.4	0.035	0.049	0.015		
		2013	大	31.2	16.5	5.5	28.4	10.4	62.0	27.6	0.394	0.586	0.606		
		中	22.4	15.8	5.5	18.1	18.4	53.1	28.5	0.460	0.600	0.621			
小	19.1	15.4	6.8	15.5	12.3	69.1	18.5	0.442	0.634	0.645					
平均					Mean	13.7	61.4	24.9	0.432	0.607	0.624				
SD					SD	4.2	8.0	5.5	0.034	0.024	0.019				

*部位別容積密度は、各個体、2ヶ所(地上高 2.5 m, 4.5 m)で採取した円板試料の平均値。

*The basic density of each stem component is the mean of two stem disks sampled from 2.5 m and 4.5 m above the ground.

表 3c. 試料木の諸量と幹各部位の容積比及び容積密度
3) 只見町のスギ林

Table 3c. Size parameters and estimates of volume ratio and basic density for the stem components of the sample trees at the Tadami site.

調査地名 Site	調査林分 Study stand	プロット名 Plot Name	採取年 Sampling year	試料木 Sample tree	サイズ Size parameters				容積比 Volume ratio			容積密度* Basic density			
					直径 DBH (cm)	樹高 H (m)	生枝下高 HIB (m)	生枝下直径 DB (cm)	樹皮 Bark (%)	辺材 Sapwood (%)	心材 Heartwood (%)	樹皮 Bark (g cm ⁻³)	辺材 Sapwood (g cm ⁻³)	心材 Heartwood (g cm ⁻³)	
只見町 Tadami town	スギ人工林 <i>C. japonica</i>	TD-S	2011	大 Large	34.6	20.9	8.0	28.2	9.5	48.8	41.7	0.241	0.239	0.282	
				中 Medium	25.4	16.7	8.4	17.9	9.1	50.5	40.4	0.299	0.271	0.312	
				小 Small	19.3	14.7	3.4	17.1	8.9	59.1	32.0	0.296	0.342	0.335	
				平均 Mean					9.1	52.8	38.1	0.279	0.284	0.310	
				SD					0.3	5.5	5.3	0.033	0.053	0.026	
				2012	大 Large	32.6	22.2	6.4	31.7	5.6	59.5	35.0	0.271	0.271	0.312
					中 Medium	23.8	17.4	6.6	17.8	4.6	67.6	27.8	0.323	0.286	0.372
					小 Small	19.4	16.4	8.2	12.7	8.8	58.7	32.5	0.294	0.294	0.345
					平均 Mean					6.3	61.9	31.8	0.296	0.284	0.343
					SD					2.2	4.9	3.6	0.026	0.011	0.030
					2013	大 Large	28.5	22.2	8.2	23.7	5.7	59.4	34.9	0.356	0.293
				中 Medium		23.7	18.3	12.2	14.6	5.4	68.8	25.8	0.354	0.351	0.368
小 Small	17.9	14.9	8.6	12.2		6.7	71.1	22.2	0.297	0.321	0.325				
平均 Mean						5.9	66.4	27.6	0.336	0.322	0.346				
SD						0.7	6.2	6.6	0.033	0.029	0.022				

*部位別容積密度は、各個体、2ヶ所(地上高 2.5 m, 4.5 m)で採取した円板試料の平均値。

*The basic density of each stem component is the mean of two stem disks sampled from 2.5 m and 4.5 m above the ground.

4.2 樹木の枝葉

枝と葉の試料は、試料木 1 個体からそれぞれ 1 試料を採取した。樹冠の部位や葉齢(スギやヒノキなど針葉樹)により放射性 Cs 濃度が異なることも予想されたが、調査初年度(2011 年)は時間と労力の制約もあり、樹冠をおよそ上、中、下層に 3 等分して、各層から枝を 2~3 本ランダムに採取した(写真 2a)。これらの枝は、伐倒した際に放射性 Cs が付着した可能性のある地面とは反対側の樹冠部にある枝から選択した。層ごとに、ブルーシート上で枝と葉をより分けてから、それぞれ 3 層分を一緒によく混ぜてから試料を適量採取した(写真 2b, c)。試料の分量は、枝も葉も生重で 1 kg 程度を目安とした。試料は、紙袋に入れて森林総研の分析実験棟へ持ち帰り(写真 2d)、乾燥器(70℃)で 72 時間程度乾燥してからカッティングミル(ホーライ社製 UPC-140)を用いて細かく粉碎し、放射性 Cs 濃度(¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs)をゲルマニウム半導体検出器(GEM20-70, セイコー EG&G)により測定した(池田ら 2014)。以下、枝葉以外の各部位試料についても、放射性 Cs 濃度の測定には同じ検出装置を用いた。

4.3 樹木の幹(木材)

(1) 樹皮、辺材及び心材の各容積比の測定

幹については、まず各個体の樹皮・辺材・心材の容積比を求めるために(図 1 の C)、伐採現場で切り株高、地

上高 2.5 m と 4.5 m、さらに上部は 3 m(小個体)あるいは 4 m の間隔(中、大個体)で厚さ 1~2 cm の円板を採取し、切断面の直交 2 方向に沿って定規(精度 0.1 cm)を使って皮付き直径、皮なし直径、心材部の直径を測定した。これら高さ別の平均直径から、樹幹解析でよく用いられる求積法(スマリアン式)を用いて各区分ごとの皮付き材積、皮なし材積及び心材材積を計算し、樹皮(=皮付き-皮なし)と辺材部(=皮なし-心材部)の容積をそれぞれ計算した。図 4 には、この各部位の容積を計算する際にチェック用に作成した樹幹断面図の例として、大玉村のスギ、アカマツ各試料木について示した。

(2) 幹各部位の試料採取

幹の各部位試料は、以下の手順で採取した。まず、辺材と心材試料の採取量を決定するために、伐倒後の切断木口面にて心材直径を測定し、必要な円板の枚数を決定した。円板の厚さは、実験室での作業性を考慮して厚さ 5 cm とした。試料の採取量は、伐倒木の幹直径や樹種によって心材の割合が異なったり、また後述するように木材試料の放射性 Cs 濃度の測定に用いる容器の制約もあるため、辺材と心材それぞれの測定用粉砕物が必要量確保できるように決めておく必要がある。そこで、現場の作業を効率よく行うため、幹の直径と心材径から必要な円板枚数を求めることができる早見表を作成した(補足電子資料表 1)。

(a)



(b)



(c)



(d)



写真 2. 枝と葉の放射性 Cs 濃度測定用試料採取の様子

(a) 伐倒後、樹冠の上、中、下部から、地面に着いてない側の枝を採取。

(b)、(c)、(d) ブルーシート上での枝と葉のより分け作業。よく混ぜてから、枝、葉の各試料を適量（紙袋の半分以下）採取。

Photo 2. Sampling procedures used for branches and leaves.

(a) After the sample tree was felled, the stem size parameters (e.g., DB, HB, and H) were measured, then first-order branches ($n = 2 - 3$) were randomly collected from each layer (upper, medium and lower) in the crown. (b), (c), and (d) These branches were separated into branches and leaves (needles) on a clean blue sheet, then, samples for the measurement of radiocesium content were collected and placed in a paper envelopes.

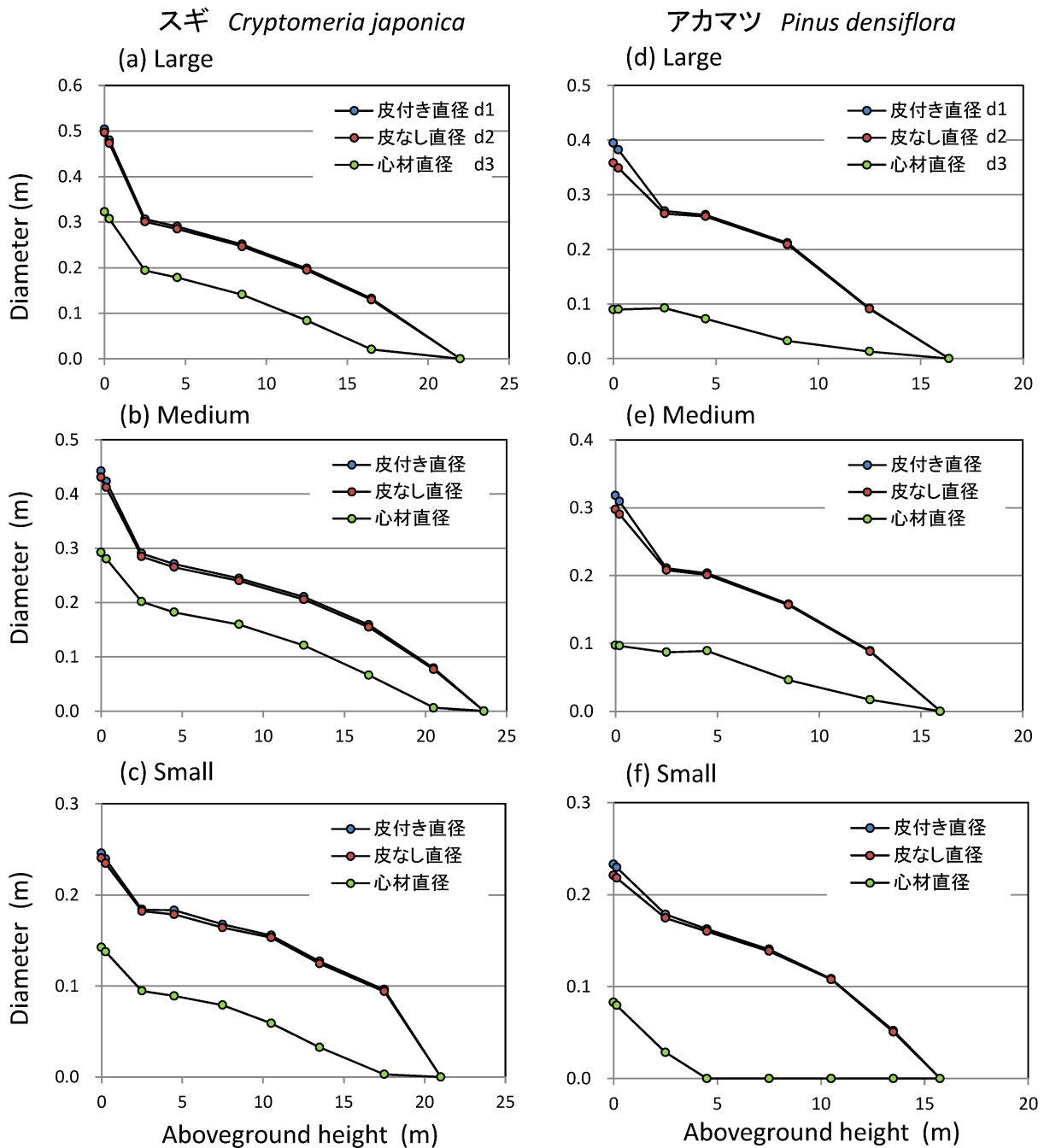


図4. 幹の円板試料で測定した皮付き、皮なし、心材の各直径 (d1、d2、d3) と地上高の関係例
 (a), (b), (c) : 大玉村スギの試料木、大、中、小個体 (2012年)
 (d), (e), (f) : 大玉村アカマツの試料木、大、中、小個体 (2012年)
 各試料木の樹皮、辺材、心材の容積比の詳細は、表3bを参照。

Fig. 4. Examples of vertical diameter changes in three different stem parts, stem with bark (d1), sapwood (d2), and heartwood (d3), measured for the trees sampled at the Otama site.

(a), (b), and (c) : Large, medium, and small *Cryptomeria japonica* trees sampled in 2012.

(d), (e), and (f) : Large, medium, and small *Pinus densiflora* trees sampled in 2012.

The estimated volume ratios for each stem component are summarized in Table 3a and 3b.

樹皮については、伐倒現場で、剥皮作業用のスクレーパーを用いて試料採取範囲の樹皮をはがして採取し（写真 3a）、ポリエチレン袋に入れて森林総研の実験室へ持ち帰った。その際、必要最小限の部分を剥皮するために、あらかじめ樹皮にのこで切れ目を入れておいたが（写真 3b）、この作業は、とくに樹皮に強じんな繊維を含むスギやヒノキの場合には、円滑に作業をするのに必要と思われる。また、現場で樹皮を木材試料採取前に剥皮することで、木材試料への樹皮片の混入を防ぐことにもつながった。

辺材と心材の試料については、ブルーシート上の樹皮やゴミを取り除いた後、樹皮を剥皮した部分からチェン

ソーで上のようにして決めた必要枚数の円板を切断、採取し（写真 3c）、樹皮と同様ポリエチレン袋に入れて実験室へ持ち帰った。なお、円板は、節やその他欠点が多い部分は避けて採取した。

前述の樹皮試料とは別に、上述の養生・伐採前に、幹材の採取箇所下部から外樹皮と内樹皮の試料を直接刃物等を用いて削り取った（写真 3d）。両者の境界は色で判断し、茶色の部分を外樹皮、白い部分を内樹皮とした。外樹皮を削り取った後、採取部分の内樹皮の周囲にカッターナイフで切り込みを入れ、手持ちサイズのスクレーパー等を用いて内樹皮試料をはぎ取った。

(a)



(b)



(c)



(d)



写真 3. 幹（木材）各部位の放射性 Cs 濃度測定用試料の採取の様子

- (a) 剥皮作業（樹皮試料の採取）
- (b) 剥皮前の樹皮に切れ目を入れる作業
- (c) 玉切り作業（木材試料の採取）
- (d) 外樹皮、内樹皮別試料の採取

Photo 3. Sampling procedures used for the stem components (bark, sapwood and heartwood).

- (a) Debarking of a tree to collect a bark sample.
- (b) Sawing the bark before debarking.
- (c) Cutting the tree to collect a wood sample.
- (d) Separating the outer-bark and inner-bark to allow samples to be collected.

(3) 辺材と心材の試料調整

採取した各円板からおが屑、残存樹皮や付着物等を除去した。円板試料は分割（ミカン割）した後（写真 4a, b）、木工彫刻用の丸のみを用いて移行材（スギであれば白線帯の中央付近）で割って辺材と心材に分けて（写真 4c）、さらに粉碎機に投入可能な大きさまで細かく割った。測定用の 2L 容器へ充填するために必要な量は、辺心材ともに生重で 1.2 ~ 2 kg 程度を目安とした。ここまでの一連の作業は、ポリエチレンの袋等に長く保管することで水分が袋の内部で結露して試料からのセシウム流出や試料中での人為的な拡散や汚染が生じないように、さらに水分移動によって辺心材境界の確認も難しくなるため、なるべく速やかに行った。試料は、粉碎機で粉碎した後、紙袋に入れて乾燥機（100℃）で 2 日以上乾燥した。

(4) 樹皮の試料調整

試料は、裁断機を用いて長さ約 5 ~ 10 cm 程度に切断した（写真 4d）。樹皮の放射性 Cs 濃度測定には 100 ml 容器を使用し、これに充填するために必要な量として生重で 200 ~ 500 g 程度を目安とした。

試料は、紙袋に入れて乾燥機で 2 日以上乾燥（100℃）した後に粉碎した。乾燥後に粉碎したのは、樹皮に含まれる繊維の切断・粉碎が容易に行えるようにするためだが、乾燥した樹皮を粉碎すると粉じんの発生量が多くなることから、マスクをつけるなどしっかりした防塵対策が必要である。外樹皮、内樹皮別の試料については、粉碎機を使わずにはさみ等で切断した 5 mm 角程度の試料で放射性 Cs の測定を行った。

(a)



(b)



(c)



(d)



写真 4. 幹各部位の放射性 Cs 濃度測定用試料の調整の様子
 (a) ミカン割り作業中のアカマツ円板
 (b) ミカン割りしたスギ円板
 (c) 辺心材に分割したスギ材試料と丸のみ
 (d) コナラ樹皮の切断作業

Photo 4. Preparation of stem components (bark, sapwood, heartwood) samples.

- (a) Splitting a disk of *Pinus densiflora*.
- (b) A split *Cryptomeria japonica* disk.
- (c) Wood sample divided into sapwood and heartwood.
- (d) Cutting *Quercus serrata* bark into small pieces.

(5) 樹皮、辺材及び心材の容積密度の測定

地上高 2.5 m と 4.5 m の円板を容積密度測定のため、森林総研の実験室に持ち帰った。まず、なたの刃を樹皮と木部の境目に入れて野菜のかつらむきの要領で樹皮を分け、適量（円周方向長さ 10 cm 程度）を切り出して重量（生材重量）を測定するとともに、ノギスを用いて 3 方向の寸法（縦、横、厚さ）を測定して体積を求めた。

木材は髄を通る直線に沿ってなたを使ってミカン割りした後、辺材部と心材部に分けて測定用小片とし、重量（生材重量）を測定した。辺材及び心材部の測定用小片は、水中における重量（水中重量）を測定して浮力を求め、浮力から体積（生材体積）を算出した。生材体積は、水の密度を 1 g cm^{-3} として以下の式より求めた。

$$\text{生材体積} [\text{cm}^3] = (\text{生材重量} [\text{g}] - \text{水中重量} [\text{g}]) / \text{水の密度} (1\text{ g cm}^{-3})$$

水中重量の測定には、つり下げ型の天秤（床下計量が可能な機種）を用い、天秤の下側に水を入れたバケツ等の容器を置き、木材が完全に水没して水面上に露出しないよう、木材小片に適当な重さのおもりを付けた状態で測定した。この作業は、木材への水分吸収による影響を小さくするため素早く行った。

樹皮試料、木材小片を乾燥機（100℃）にて全乾状態にして重量（全乾重量）を測定し、次式のように、それを乾燥前の体積（生材体積）で除して容積密度を求めた。

$$\text{容積密度} [\text{g cm}^{-3}] = \text{全乾重量} [\text{g}] / \text{生材体積} [\text{cm}^3]$$

このほか、乾燥前の重量（生材重量）と全乾重量から含水率を求め、放射能測定結果の考察のための資料とした。

4.4 小径木

小径木の試料採取は、2 年目（2012 年）から実施した。各調査地の固定プロット周辺で、おもな出現樹種（すべて落葉広葉樹）から各林分で 6～8 樹種（各樹種 1 本、ただし一部は 2 本）を試料木に選定した（表 4）。林分によって対象樹種は若干違うが、ウワミズザクラやミズキなど複数の調査地に共通の樹種も選んだ。各調査地とも、一部を除いて、翌年（2013 年）も同じ樹種を対象に試料を採取した。

小径木の各試料個体は、地際部で伐倒した後、幹（枝込み）と葉に分けて Cs 濃度測定用の試料を採取した。葉の試料は、樹冠のどの高さの葉も均等に混じるように採取した。幹の試料は、地際と胸高部位、さらに上部の最低 3ヶ所を含む位置から複数の円板を採取した。枝の試料も、太さが異なる部分を適宜含むように試料を採取し、幹の試料と一緒に混ぜて幹と枝合計の試料とした。試料のうち、幹と枝合計の試料は、樹木の幹試料のように樹皮や心材、辺材には区別せずに実験室に持ち帰り、細かく粉碎してから放射性 Cs 濃度を測定した。測定装置や乾燥温度、時間などの条件は、樹木の枝葉試料の場合と同じにした。

4.5 下層植生

現存量の推定法の項で述べたように、各プロットの 5 つの方形枠（写真 5）で刈り取って持ち帰った植物体試料は、幹（茎）や枝、葉などの各部位には区別せずに乾燥重量を測定した。その後、この試料をよく混ぜてから一部を取り出して粉碎し、放射性 Cs 濃度を測定した。

(a)



(b)



写真 5. 下層植生の試料採取の様子

(a) プロット内の地面に方形枠（ $1 \times 1 \text{ m}^2$ ）を設置（各プロット 5ヶ所）

(b) 枠内に地際がある木本・草本類の地上部を、剪定ばさみ等を使って刈り取り採取

Photo 5. Sampling procedures of forest floor vegetation.

(a) Sampling quadrats (each $1 \times 1 \text{ m}^2$) were fixed in place (n = 5 per plot).

(b) All living plants (e.g., woody shrubs and herbs) with basal portions inside each quadrat were clipped using pruning scissors.

表 4. 各調査林分の小径木試料の樹種名、サイズ諸量と部位別放射性 Cs 濃度
Table 4. Size parameters and radiocesium activities measured for the smaller trees sampled at each study forest.

調査地名 Site	調査林分 Study stand	プロット名 Plot Name	採取年 Sampling year	試料No. No.	樹種名 Species	サイズ Size parameters			放射性セシウム濃度* Radiocesium activity*		
						胸高直径 DBH (cm)	樹高 H (m)	生枝下高 HB (m)	Stem & Branch (KBq Kg ⁻¹)	Leaf (KBq Kg ⁻¹)	
川内村 Kwauchi village	スギ人工林 <i>Cryptomeria japonica</i>	KU-S1	2012	1	ヤマボウシ <i>Benthamidia japonica</i>	5.5	6.9	2.7	22.81	14.43	
				2	オオモミジ <i>Acer palmatum</i>	4.6	6.3	4.3	9.11	7.99	
				3	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	6.2	9.9	-	14.40	7.41	
				4	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	11.1	15.1	7.7	8.93	12.7	
				5	ハクウンボク <i>Styrax obassia</i>	3.9	5.5	2.9	18.19	18.3	
				6	ケヤキ <i>Zelkova serrata</i>	4.6	9.3	5.7	14.75	8.19	
					平均 Mean	6.0	8.8	4.7	14.70	11.51	
				2013	1	ヤマボウシ <i>Benthamidia japonica</i>	5.8	7.7	3.8	19.32	2.75
					2	オオモミジ <i>Acer palmatum</i>	4.6	6.2	2.7	10.69	2.75
					3	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	6.1	8.8	7.3	14.97	2.71
					4	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	7.0	10.8	8.6	3.24	6.03
					5	ハクウンボク <i>Styrax obassia</i>	6.9	10.5	6.3	9.53	1.35
					6	ケヤキ <i>Zelkova serrata</i>	5.0	6.6	2.5	7.35	5.62
					平均 Mean	5.9	8.4	5.2	10.85	3.53	
大玉村 Otama village	スギ林、アカマツ林 及び広葉樹林# <i>Cryptomeria japonica</i> , <i>Pinus densiflora</i> , and Broad-leaved forest*	OT-S, QT-P, and OT-Q	2012	1	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	6.9	7.8	3.0	1.27	0.33	
				2	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	4.4	6.2	2.3	1.86	0.55	
				3	アズキナシ <i>Aria alnifolia</i>	3.2	5.0	1.4	1.99	0.26	
				4	エゴノキ <i>Styrax japonica</i>	4.5	6.5	2.1	0.85	0.35	
				5	ウワミズザクラ <i>Prunus grayana</i>	7.9	8.1	3.7	1.61	0.39	
				6	クマシデ <i>Carpinus japonica</i>	7.2	7.8	3.4	0.87	0.27	
				7	ミズナラ <i>Quercus crispata</i>	6.3	5.9	1.6	0.96	0.25	
					平均 Mean	5.8	6.7	2.5	1.34	0.34	
				2013	1	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	5.9	7.8	3.8	0.68	0.25
					2	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	6.1	6.6	2.8	1.69	0.76
					3	アズキナシ <i>Aria alnifolia</i>	6.2	7.7	4.9	0.89	0.73
					4	エゴノキ <i>Styrax japonica</i>	5.0	7.1	3.4	1.72	1.44
					5	ウワミズザクラ <i>Prunus grayana</i>	6.4	7.4	1.7	1.11	0.71
					6	クマシデ <i>Carpinus japonica</i>	6.0	7.5	1.7	0.89	1.01
				7	コナラ <i>Quercus serrata</i>	6.8	6.8	2.8	0.69	0.54	
				平均 Mean	6.1	7.3	3.0	1.09	0.78		
只見町 Tadami town	スギ人工林 <i>Cryptomeria japonica</i>	TD-S	2012	1A	コシアブラ <i>Eleutherococcus sciadophylloides</i>	5.0	-	-	0.06	0.36	
				1B	コシアブラ <i>Eleutherococcus sciadophylloides</i>	7.7	9.3	6.8	0.65	0.19	
				2A	フナ <i>Fagus crenata</i>	8.6	9.1	3.1	0.40	0.17	
				2B	フナ <i>Fagus crenata</i>	9.2	9.8	3.1	0.37	0.20	
				3	トチノキ <i>Aesculus turbinata</i>	8.5	10.4	10.1	0.11	0.24	
				4	ウワミズザクラ <i>Prunus grayana</i>	6.4	12.2	7.0	0.08	0.25	
					5	ホオノキ <i>Magnolia obovata</i>	10.6	7.1	2.0	0.07	0.18
					6	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	9.9	8.2	3.4	0.63	0.14
					平均 Mean	8.2	9.4	5.1	0.30	0.22	
				2013	1	コシアブラ <i>Eleutherococcus sciadophylloides</i>	7.8	8.1	3.7	0.37	0.05
					2	フナ <i>Fagus crenata</i>	4.8	6.3	1.3	0.12	0.12
					3	トチノキ <i>Aesculus turbinata</i>	12.1	7.3	4.3	0.33	0.19
					4	ウワミズザクラ <i>Prunus grayana</i>	5.1	4.9	0.9	0.06	0.18
					5	ホオノキ <i>Magnolia obovata</i>	6.3	7.3	4.3	1.09	0.08
				6	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	12.7	8.2	3.6	0.08	0.01	
				平均 Mean	8.1	7.0	3.0	0.34	0.10		

* 放射性Csの値は、¹³⁷Cs、¹³⁴Csの両方を含む。値は、各年の基準日(9月1日)での補正值。

大玉村の小径木試料は、おもに近接するアカマツ林と広葉樹林の周辺で採取した。

The radiocesium activity is the sum of the ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs activities.

These smaller trees at the Otama site were mainly sampled around two neighboring stands (OT-P and OT-Q).

4.6 放射性セシウムの林分蓄積量の推定例

各調査林分の放射性 Cs 蓄積量は、上述の手順で測定した樹木各部位の放射性 Cs 濃度（試料木 3 本の平均値）にそれぞれの現存量を乗じて求めた。小径木についても、各試料個体（n=6～8、表 4）の部位別（幹・枝、葉）の放射性 Cs 濃度の平均値に現存量を乗じて計算した。下層植生は、方形枠内（n=5）の植物体試料の平均 Cs 濃度に、試料の乾重平均値として求めた現存量を乗じて推定した。

表 5 は、これら一連の手順による計算例として、事故後 1 年目（2012 年）における川内村スギ林（KU-S1）（表 5a）と大玉村アカマツ林（OT-P）（表 5b）の現存量と放射性 Cs 林分蓄積量の推定結果をまとめたものである。樹木については、どちらの林分も優占樹種（スギ、アカマツ）とその他樹種（落葉広葉樹）に分けて現存量と蓄積量を示してある。このうち、その他樹種（落葉広葉樹）の蓄積量は、部位別 Cs 濃度の値としてそれぞれの調査地のコナラ試料木 3 本で得られた平均値を、コナラ

以外の広葉樹類も同じ濃度と仮定してその平均値をあてはめて計算した。つまり、大玉村の調査地では、近接する落葉広葉樹林（OT-Q）とアカマツ林（OT-P）の両プロット周辺で採取したコナラ試料木の値を（表 3b）、また広葉樹林の調査プロットをとくに設置しなかった川内村では、スギ林（KU-S1）から少し離れた土壤調査を行った落葉広葉樹二次林で採取したコナラ 3 本（大、中、小）で得られた平均値をそれぞれ用いた（林野庁 2013、一部の値は未発表）。なお、樹木の現存量のうち、幹の各部位の推定に用いた容積比と容積密度の値には、スギ林、アカマツ林とも、この調査年（2012 年）の試料木 3 本だけではなく、前年（2011 年）の試料木 3 本も含めて、計 6 本の平均値を使うことにした。2 年分の平均値を用いたのは、各年の試料木 3 本の平均値を比べてみるとわかるように、とくに樹皮の平均容積比は年によりかなり違ってくるので（表 3a, b）、こうした年ごとの試料の個体差による違いが林分 Cs 蓄積量の推定に及ぼす影響を少なくするためである。

表 5a. 地上部現存量と放射性セシウム蓄積量の推定例（川内村スギ林、KU - S1、2012 年）

Table 5a. Aboveground vegetation biomass and amount of radiocesium estimated for a *Cryptomeria japonica* stand at the Kawauchi site (KU - S1) in 2012.

		現存量			放射性セシウム濃度*		放射性セシウム蓄積量 #			
		Biomass (Mg ha ⁻¹)			Radiocesium activity* (Bq Kg ⁻¹)		Radiocesium amount (kBq m ⁻²)			
		スギ	その他樹種	合計	スギ	その他樹種	スギ	その他樹種	合計	割合
		<i>C. japonica</i>	Other spp.	Total	<i>C. japonica</i>	Other spp.	<i>C. japonica</i>	Other spp.	Total	(%)
1. 樹木	Trees (DBH ≥ 10 cm)									
葉	Needles	12.01	1.67		5.78 x 10 ⁴	6.91 x 10 ³	69.35	1.15	70.5	40.1
枝	Branches	7.21	7.84		3.71 x 10 ⁴	3.52 x 10 ⁴	26.74	27.63	54.4	30.9
樹皮	Bark	4.41	5.75		1.74 x 10 ⁴	3.11 x 10 ³	7.68	17.89	25.6	14.5
辺材	Sapwood	48.52	21.90		2.69 x 10 ²	6.12 x 10 ²	1.30	1.34	2.6	1.5
心材	Heartwood	20.47	12.40		2.79 x 10 ²	3.49 x 10 ²	0.57	0.43	1.0	0.6
幹計	Stem total	73.40	40.05		—	—	9.55	19.66	29.2	16.6
樹木合計	Tree total	92.62	49.56	142.2	—	—	105.64	48.45	154.1	87.5
2. 小径木	Small trees (< 10cm)									
葉	Needles	—	0.45		—	1.15 x 10 ⁴	—	0.52	0.5	0.3
幹と枝	Stem & Branches	—	10.77		—	1.47 x 10 ⁴	—	15.84	15.8	9.0
小径木合計	Small tree total	—	11.23	11.2	—	—	—	16.36	16.4	9.3
3. 下層植生	Floor vegetation	—	1.38	1.4	—	4.03 x 10 ⁴	—	5.57	5.6	3.2
植生地上部合計	Total	92.6	62.2	154.8					176.0	100.0

* 放射性Csの値は、¹³⁷Cs、¹³⁴Csの両方を含む。値は、各年の基準日(9月1日)での補正值。

各部位の放射性Cs濃度は、樹木は3個体(大、中、小)の、小径木は樹種が異なる6個体の試料で得られた平均値。スギの値は、林野庁(2014)より。小径木は表 4参照。コナラの値は未発表データ。

放射性Cs蓄積量は、各部位の現存量に平均の放射性Cs濃度を乗じて計算。

他の樹種は、この調査林分の場合はおもに落葉広葉樹。

* The radiocesium activity is the sum of the ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs activities.

The radiocesium activity of each component is the mean of the individuals sampled; n=3 for trees (Forestry Agency 2014) and n=6 for small trees (Table 4). The values for the broad-leaved trees are from unpublished data.

The amount of radiocesium was calculated by multiplying the biomass by the mean radiocesium activity for each component. Other species are mostly deciduous broad-leaved trees in the study stand.

表 5b. 地上部現存量と放射性セシウム蓄積量の推定例（大玉村アカマツ林、OT - P、2012 年）
 Table 5b. Aboveground vegetation biomass and amount of radiocesium estimated
 for a *Pinus densiflora* stand at the Otama site (OT - P) in 2012.

		現存量			放射性セシウム濃度*		放射性セシウム蓄積量 #			
		Biomass (Mg ha ⁻¹)			Radiocesium activity* (Bq Kg ⁻¹)		Radiocesium amount (kBq m ⁻²)			
		スギ	その他樹種	合計	スギ	その他樹種	スギ	その他樹種	合計	割合
		<i>C. japonica</i>	Other spp.	Total	<i>C. japonica</i>	Other spp.	<i>C. japonica</i>	Other spp.	Total	(%)
1. 樹木	Trees (DBH ≥ 10 cm)									
葉	Needles	4.47	1.34		1.95 x 10 ³	1.71 x 10 ²	0.870	0.023	0.89	14.3
枝	Branches	10.41	6.22		1.39 x 10 ³	1.42 x 10 ³	1.451	0.884	2.34	37.5
樹皮	Bark	3.88	4.03		7.87 x 10 ²	1.23 x 10 ³	0.305	0.494	0.80	12.8
辺材	Sapwood	61.73	15.38		5.12	1.67 x 10 ²	0.032	0.026	0.06	0.9
心材	Heartwood	6.45	8.71		2.51	9.59	0.002	0.008	0.01	0.2
幹計	Stem total	72.05	28.12		—	—	0.338	0.528	0.87	13.9
樹木合計	Tree total	86.93	35.67	122.6	—	—	2.659	1.435	4.09	65.8
2. 小径木	Small trees (< 10cm)									
葉	Needles	—	0.69		—	3.42 x 10 ²	—	0.023	0.02	0.4
幹と枝	Stem & Branches	—	14.85		—	1.34 x 10 ³	—	1.994	1.99	32.0
小径木合計	Small tree total	—	15.53	15.5	—	—	—	2.017	2.02	32.4
3. 下層植生	Floor vegetation	—	0.74	0.7	—	1.34 x 10 ³	—	0.115	0.12	1.8
植生地上部合計	Total	86.93	51.94	138.9					6.2	100.0

* 放射性Csの値は、¹³⁷Cs、¹³⁴Csの両方を含む。値は、各年の基準日(9月1日)での補正值。
 各部位の放射性Cs濃度は、樹木は3個体(大、中、小)の、小径木は樹種が異なる7個体の試料で得られた平均値。
 アカマツの値は、林野庁(2014)より。小径木は表 4参照。コナラの値は未発表データ。
 # 放射性Cs蓄積量は、各部位の現存量に平均の放射性Cs濃度を乗じて計算。
 他の樹種は、この調査林分の場合はおもに落葉広葉樹。

* The radiocesium activity is the sum of the ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs activities.

The radiocesium activity of each component is the mean of the individuals sampled; n=3 for trees (Forestry Agency 2014) and n=7 for small trees (Table 4). The values for the broad-leaved trees are from unpublished data.

The amount of radiocesium was calculated by multiplying the biomass by the mean radiocesium activity for each component. Other species are mostly deciduous broad-leaved trees in the study stand.

5. 測定及び推定方法に関する検討

5.1 放射性セシウム濃度測定用の試料採取と調整

(1) 木材の試料調整

円板の分割前のクリーニングには、必要に応じてウエットティッシュ、なた等の刃物、スクレーパー、野菜皮むき器などを使用した。なお、伐倒現場で樹皮が付いたまま円板を持ち帰った場合は、多数の樹皮小片が木口面に付着したため、汚れた木口面の除去はとくに念入りにクリーニングした。

なお、心材と辺材の区分は以下のように判断した。木材は生理機能を有する辺材部とそれを失い生きた細胞が存在しない心材部に分けられ、辺材から心材に移る領域を移行材と呼んでいる(日本木材学会編 2011)。スギのように心材が着色していて区別が明瞭な樹種が多いが(写真 4b)、不明瞭あるいはほとんど色調で区別できない樹種もあることから、場合によっては辺材の境界の確認には色調以外の特長も参考にした。辺材は通常心材よりも水分を多く含むことから、水分の違いによる色調

差が認められる場合もある(写真 4a)。また、木口面では境界が不明瞭な場合でも、側面の割裂面(柃目面)で区別しやすい場合もある。

(2) 樹皮の試料採取

試料採取にあたっては、測定値のばらつきをなるべく小さくするため、方位の偏りや樹皮表面と内側など採取部位に偏りがないう留意した(写真 3a)。果樹(モモ)における樹体内放射性Cs分布を調べた例では、樹皮の濃度が高く、特に表皮で他の部位よりもきわめて高濃度であったことが報告されている(高田ら 2012)。したがって、汚染後間もない現時点では、樹皮表面の放射性Cs濃度が高いことが予想されるため、表面がはがれやすいアカマツのような樹種では、特に注意する必要がある。また、形成層活動が活発な時期には剥皮は容易であるが、形成層の休眠期となる秋期後半から冬期までの期間は剥皮が難しく、なた等の刃物で削り取る必要がある場合も考えられる。その際には、部位による偏りが生

じないよう、一層の注意が必要であろう。

樹皮は死んだ細胞で構成される外樹皮と生きた細胞を含む内樹皮に分けることができる（日本木材学会編 2011）。外樹皮と内樹皮に分割して測定を行うことは、放射性物質の樹体内循環や濃度の推移を考察する上で重要な要素と考えられ、チェルノブイリ原発事故による影響調査においても分析が行われている（Goor and Thiry 2004）。この林野庁委託事業の研究でも、スギ、ヒノキ、アカマツについて、外樹皮と内樹皮別の分析を行っているが（写真 3d）、外樹皮を採取する際に用いる道具としては、野菜の皮むき器や草刈り用の小さなかまが使いやすく、樹種によって適宜使い分けている。このほか、皮付き円板を採取し、刃物で外樹皮、内樹皮を円板から切り分ける方法もある（Ohashi et al. 2014）。

（3）枝葉の試料採取と調整

枝葉の試料は、樹冠の上、中、下層から幹から直接出ている一次枝を数本ずつ採取して、それらの枝と葉をすべてよくかき混ぜてから測定用試料を1つずつ調整した。樹冠を3層に分けてミックスする方法をとった理由は、初年度はとくに時間的な制約がある中で、できる限り簡易に個体ごとに平均的な枝と葉の放射性 Cs 濃度の値を得ようとしたためである。この方法が妥当であったか検討するには、樹冠内の位置によって枝や葉に付着した放射性 Cs 濃度がどの程度違うか調べておく必要がある。そこで、事故後2年目（2013年）に、一部調査林分の試料木（スギ）を対象に、上、中、下層からとった一次枝ごとに枝と葉の試料を採取し、樹冠内での Cs 濃度の違いを比較してみた。その結果、枝については、樹冠内での濃度の違いに明瞭な傾向はなかったが、葉については、下層より中層、上層の試料で放射性 Cs 濃度が低くなる傾向が認められた。例えば、川内村スギ林（KU-S1）の3個体では、上層の葉の放射性 Cs 濃度は下層の葉の20～40%で、大玉村スギ林の3個体でもこの割合は約15%と低かった（未発表データ）。これらの結果からは、葉の場合、少ない試料数で個体の平均的な値を得るためには、層別に試料を採取してからある程度よく混ぜて採取することが重要と思われる。一方、枝については、樹冠内の位置による影響は葉より小さそうだが、枝の太さ（年齢）の違いによる影響、つまり太さ（表面積）が異なれば、表面に付着した Cs 量も当然違ってくるので、試料採取時には太さの異なる枝がまんべんなく含まれるようにすることが重要であろう。

なお、上述のような樹冠内で葉の Cs 濃度に差を生じた原因のひとつには、新旧の葉の入れ替わり方（葉の回転）が樹冠の上～下層で違うことが考えられる。調査林分のスギの針葉の寿命は4～5年くらいで、毎年2割程度は古い葉と当年生葉が入れ替わっていく。今回検討したデータは事故後2年目の値なので、その間に入れ替わった新しい葉の割合は、葉の回転がより早いとされる樹冠上

層のほうが下層よりも多いと思われる。つまり、事故後に降下した放射性 Cs が付着した古い葉は、樹冠上層ほど早く脱落して少なくなり、その分、上層の葉の平均的な Cs 濃度は下層のよりも低くなった可能性が考えられる。しかし、さらに年数が経過して、古い葉がすべて入れ替わった後は、樹体（幹、枝）の貯蔵分や根からの吸収を介して配分される Cs は、むしろ毎年生産される新しい葉により多くなるのが、チェルノブイリ事故後のヨーロッパアカマツ林で調査された多くの報告例をみると予想される（Mamikhin et al. 1997, Fesenko et al. 2003, Goor and Thiry 2004）。常緑針葉樹の調査林分の場合、枝葉の放射性 Cs の挙動については、今後さらに樹冠の位置や葉齢別にデータを収集するなどして詳細に調べる必要がある。

（4）小径木の試料採取

小径木の試料は、樹木の広葉樹の場合と同様、労力の制約もあり各調査地でおもな樹種の6～8種に限って採取した。そのため、各部位の放射性 Cs 濃度の値は、樹種ごとのものを用いず、これらの試料木の平均値を用いることにした。測定された放射性 Cs 濃度の値を、各林分の同じ年で個体間で比較すると、一部の例を除き木部（幹、枝合計）も葉もおおよそ2～3倍の違いしか認められなかった（表4）。コシアブラとブナの2個体を調べた只見の2012年以外は、各樹種1本ずつしか試料を採取していないので、この差が樹種の違いによるのか、個体差（大きさや立木位置の違いなど）を反映したものかは不明である。しかし、小径木は、その現存量も比較的小さいので（表5）、この程度の Cs 濃度の試料間でのばらつきであれば、今回採取した樹種数や試料本数で平均濃度を求めて、林分全体の蓄積量を推定するには大きな問題はないと思われる。ただし、今回推定結果を示した2林分の例をみても、小径木はたしかに林分現存量に占める割合がともに10%以下と少ないが、小径木が Cs 蓄積量で占める割合では、川内村のスギ林が9.3%（表5a）に対して大玉村のアカマツ林では32%（表5b）と、現存量から予想される以上に多い蓄積量が推定されている。このように、林分の Cs 蓄積量推定において小径木が重要になる場合もあるので、林分の状況によっては、推定精度を上げるために濃度測定用試料を採取する対象樹種や本数を適宜増やす必要がある。

5.2 各部位の現存量推定法について

（1）幹各部位

現存量の推定では、最終的な放射性 Cs 蓄積量の推定精度に大きな影響を及ぼすステップが幾つか考えられる。とくに、樹木の幹については、この研究では単に現存量（炭素量）を把握することがおもな目的ではないため、方法の冒頭で述べたように通常のアロメトリー法とは異なり、樹皮、辺材、心材の各部の乾重を幹材積から推定する手法を適用した。そこで、ここではこの推定手

順で重要となる幹各部位の容積比と容積密度を求める方法の妥当性についてだけ（図1のC、D）、以下検討しておく。

幹各部位のこれらの値は、毎年伐倒する試料木の平均値として求めた。そのうち、容積密度については、各林分の大、中、小の試料木で値を比べても、その差には個体のサイズと明瞭な関係がみられなかった。したがって、3本と試料数は少ないが、平均値を使うことにはさほど問題はないと考えられる。一方、容積比については、樹種によっては個体サイズと明瞭な関係が認められる場合があることがわかった。

図5は、そうした関係を調べるために、スギ、アカマツ、

コナラ、ヒノキの4樹種について、全調査地のすべての試料個体で測定された3部位の容積比を胸高直径に対してプロットしたものである。スギでは、明らかに大きい個体ほど心材の割合が増加し、その分辺材の割合が減少する傾向がみられた（図5a）。コナラについても、同様な傾向が若干認められた（図5c）。一方、アカマツやヒノキでは、スギに比べて全体の試料本数が少ないせいもあるが、そうしたDBHとの関係は不明である（図5b, d）。スギの心材化の要因や機構はまだ詳しく解明されていないが（Kuroda et al. 2009）、上述の結果を踏まえると、心材と辺材の容積比は、例えば図5に示した関係のある式で回帰して（直線）個体別に計算するか、あるいは直径

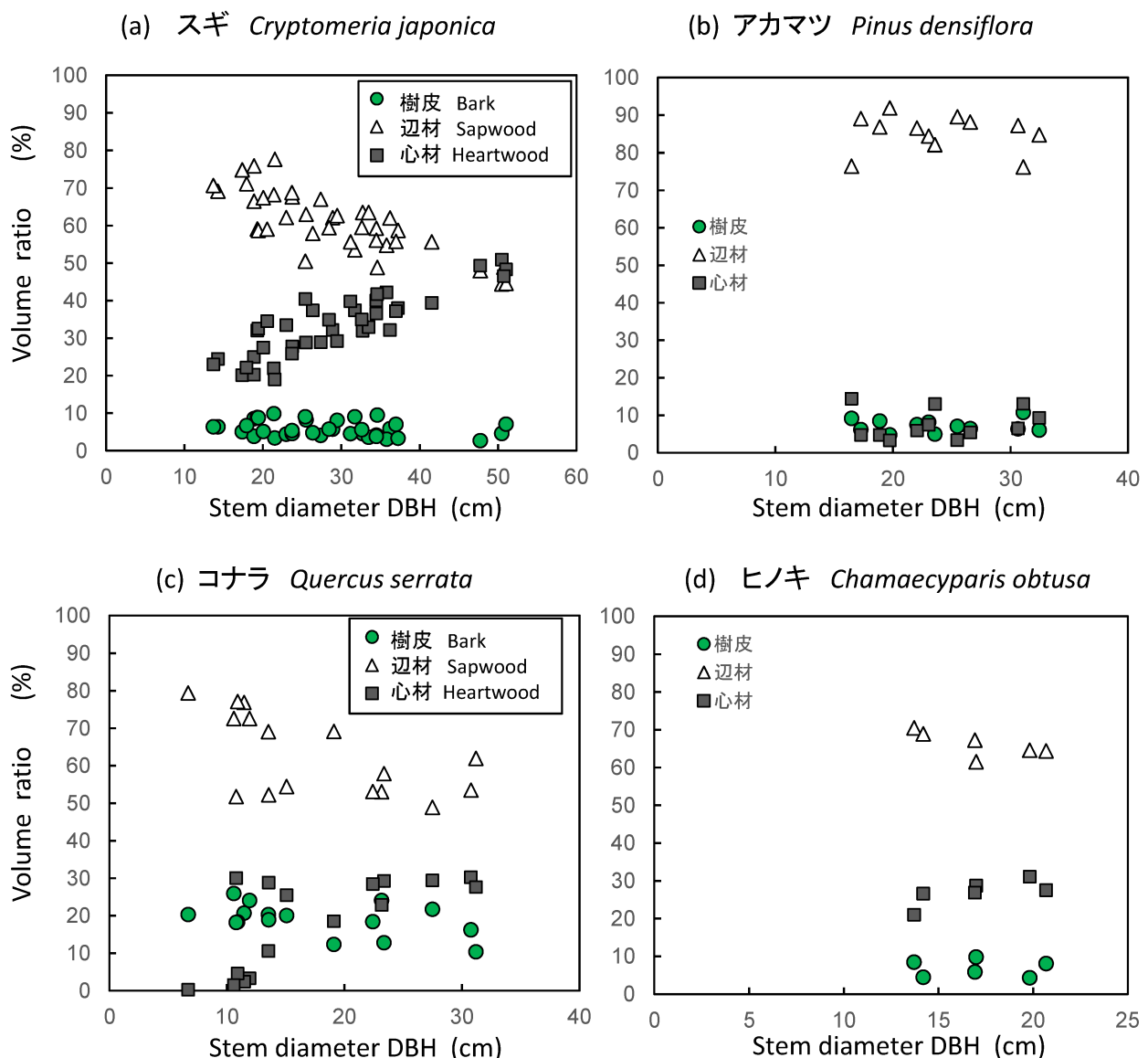


図5. 試料木の胸高直径と幹各部位（樹皮、辺材、心材）の容積比の関係

(a) スギ（全調査地の試料木、n=36） (b) アカマツ（大玉村と川内村の試料木、n=12）

(c) コナラ（大玉村と川内村の試料木、n=16） (d) ヒノキ（川内村の試料木、n=6）

データの詳細は、表3a, bを参照。

Fig. 5. Relationships between the DBH and the volume ratio (%) of each stem component found for the sample trees of four different species. For more detailed data, see Table 3.

階級で幾つかに区分してそれぞれの階級別の平均容積比を使うといった方法をとれば、3本の平均値とした現在の方法よりも両部位の現存量推定の精度は多少よくなることが予想される。とくに調査対象の林分で、直径分布が小さい（あるいは大きい）個体はかなり偏っているような場合は、幹各部位の容積比に試料木数本の平均値を一律にあてはめるよりも、こうした改良法が適していると思われる。

幹部位の容積比と容積密度の推定については、もうひとつ検討すべき点がある。今後も調査を毎年継続していく場合、どの年の試料木の平均値データ（単数年、複数年の平均値）を用いればいかと言う問題である。今回、事故後2年目（2012年）の推定結果を計算例として示したが（表5）、ここでは、前年（2011年）の試料木も含めた2年間6本分の平均値で求めた容積比と容積密度を推定に使った。複数年の平均値にした理由は、上述のように、とくに容積比の場合、3本の平均値では採取年によってかなり値が違ってくるので（表3）、それらの影響が林分蓄積量の推定値にできるだけ及ばないようにするためであった。こうした観点からは、今後、毎年新たに伐倒する試料木については、幹各部位の容積比や容積密度の測定を省略して、すでにある3年間の試料木（各林分、樹種別に計9本）の平均値に固定してしまうことも一法と思われる。

(2) 枝と葉

枝葉の現存量については、今回どの樹種についてもDBHだけを変数とする相対成長関係式（図2）を用いて推定した（図1のA）。樹木個体の枝や葉の重量は、胸高直径よりも生枝下直径（DB）や（Shinozaki et al. 1964、依田 1971）、辺材部断面積（O'Hara 1988）とより良好な関係が成り立つことがよく知られている。しかし、樹冠基部にあたる生枝下高は、今回調査したような30～50年生のスギやヒノキの人工林では、すでに10m近くの高さに達しており、全個体でその直径（DB）を直接測定することはかなり困難である。したがって、精度の上ではやや劣るが、冒頭で述べたように今後も毎年調査を継続していくことを考えれば、枝や葉の現存量を個体ベースで推定できる方法としては、測定が容易な胸高直径だけの式（表2）を用いる方が適切と思われる。

ただし、このDBHだけの推定式では、個体の直径成長に伴って、枝葉の量も単調に増加し続けることになる。今後10～20年とかなり先の段階（各林分の林齢が50～60年生）で調査する時には、枝葉量の推定手法は再考する必要がある。つまり、今回作成した樹種別の枝葉重の推定式は（表2）、林齢の点からはある程度限定して適用すべきと思われる。とくに、高齢な林分を対象に同様な調査を行う際には、その林齢に見合ったデータを用いて新たに推定式を作成するのが望ましい。例えば、スギの高齢林（80～90年生）を対象にする場合だと、

幹や枝葉重のデータ、あるいは直径を変数にした相対成長式が掲載されている既報（丹下ら 1990、西村ら 1992a、1992b、丹下・小島 2010）を活用することができる。

以上、森林における放射性Csの蓄積量やその動態把握の調査法のうち、樹木の樹冠部（枝葉）、木材（幹）、そして下層植生を中心に手法を紹介した。これら3つの部分に土壌のリター・有機物層、鉱質土層を加えた5つの要素は、チェルノブイリ事故後に作成されている森林生態系のCs動態予測モデルの多くで欠かせない基本的な構成要素とされている（Riesen 2002）。今後は、引き続き各要素のデータを調査林分で蓄積し、福島事故により対応したモデル開発なども含めて、将来の放射性物質の正確な動態予測に貢献できればと考えている。

謝辞

試験地の設定及び試料木の採取等現地調査にあたっては、磐城森林管理署、福島森林管理署、会津森林管理署南会津支署および川内村の各関係者に便宜を図って頂いた。アロメトリー式作成のための未公表伐倒データ（森林吸収源計測・活用体制整備強化事業）の利用に際しては、林野庁研究・保全課に便宜を図って頂いた。現地調査や試料分析、データのとりまとめについては、森林総合研究所の植物生態、森林植生、木材特性の各研究領域をはじめ多くの職員のご協力を頂いた。皆様には、この場を借りて厚くお礼申し上げます。

本研究は、林野庁委託事業「森林内における放射性物質実態把握調査事業」、森林総合研究所交付金プロジェクト「森林・林業・木材における放射線影響に関する基礎研究（課題番号201205）」により実施した。

引用文献

- Fesenko, S.V., Sukhova, N.V., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., Avila, R., Klein, D. and Bado, P.M. (2003) Distribution of ^{137}Cs in the tree layer of forest ecosystems in the zone of the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Russian Journal of Ecology*, 34, 104-109.
- Goor, F. and Thiry, Y. (2004) Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations. *Science of the Total Environment*, 325, 163-180.
- Goor, F., Thiry, Y. and Delvaux, B. (2007) Radiocaesium accumulation in stemwood: Integrated approach at the scale of forest stands for contaminated Scots pine in Belarus. *Journal of Environmental Management*, 85, 129-136.
- Hashimoto, S., Ugawa, S., Nanko, K. Shichi, K. (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Scientific Reports*, 2, 416.

- 細田和夫・光田靖・家原敏郎 (2010) 現行立木幹材積表と材積式による計算値との相違およびその修正方法. 森林計画学会誌, 44, 23-39.
- IAEA (2006) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience". Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna. 166 pp.
- 池田重人・金子真司・赤間亮夫・高橋正通 (2014) 森林土壌の放射性セシウム分布と動態の調査法. 森林総合研究所報告, 432, 137-145.
- 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・池田重人・黒田克史・田中浩・川崎達郎・齊藤哲・梶本卓也・阿部真・杉田久志・矢崎健一・太田敬之・三浦覚・志知幸治・大貫康浩・阪田匡司・篠宮佳樹 (2012) 東京電力福島第一原子力発電所事故による森林放射能汚染の実態調査. 関東森林研究, 63, 97-100.
- 金子真司・池田重人・赤間亮夫・三浦覚・高橋正通 (2013) 福島第一原子力発電所事故による森林放射能汚染調査地の土壌理化学性. 森林立地, 55, 75-81.
- Kato, H., Onda, Y. and Gomi, T. (2012) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. Geophysical Research Letters, 39, L20403.
- 木村 允 (1976) 陸上植物群落の生産量測定法. 共立出版, 112pp.
- 小林政弘 (2014) 森林における放射性 Cs の動態. 土壌の物理性, 126, 31-36.
- 小見山章・加藤正吾・二宮生夫 (2002) 岐阜県飛騨地方における落葉広葉樹林相対成長関係. 日林誌, 84, 130-134.
- Kuroda, K., Yamashita, K. and Fujiwara, T. (2009) Cellular level observation of water loss and the refilling of tracheids in the xylem of *Cryptomeria japonica* during heartwood formation. Trees, 23, 1163-1172.
- Kuroda, K., Kagawa, A., Tonosaki, M. (2013) Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. Journal of Environment Radioactivity, 122, 37-42.
- Mamikhin, S.V., Tikhomirov, F.A. and Shcheglov, A.I. (1997) Dynamics of ^{137}Cs in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant. Science of the Total Environment, 193, 169-177.
- 中西友子 (2013) 土壌汚染—フクシマの放射性物質のゆくえ. NHK 出版, 224 pp.
- 日本木材学会編 (2011) 木質の構造. 文永堂出版, 313pp.
- Nimis, P.L. (1996) Radiocesium in plants of forest ecosystems. Studia Geobotanica, 15, 3-49.
- 西村武二・吉川 賢・池本彰夫・永森通雄 (1992a) 高齢スギ人工林の現存量と成長経過 (1) 高知県本川村奥南川山国有林 80 年生スギ林の場合. 高知大学農学部演習林報告, 19, 73-81.
- 西村武二・吉川 賢・池本彰夫・永森通雄・安藤 貴 (1992b) 高齢スギ人工林の現存量と成長経過 (2) 岩手大学滝沢演習林 89 年生スギ林の場合. 高知大学農学部演習林報告, 19, 83-97.
- O'Hara, K.L. (1988) Stand structure and growing space efficiency following thinning in an even-aged Douglas-fir stand. Canadian Journal of Forest Research, 18, 859-866.
- Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, N., Nakai, W. and Takano, S. (2014) Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. Journal of Environment Radioactivity, 134, 54-60.
- Riesen, T.K. (2002) Radiocesium in forests — A review on most recent research. Environment Reviews, 10, 79-90.
- 林野庁 (2013) 平成 24 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書, 113 pp.
- 林野庁 (2014) 平成 25 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書, 97 pp.
- Shinozaki, K., Yoda, K., Hozumi, K. and Kira, T. (1964) A quantitative analysis of plant form — the pine model theory. 1 Basic analyses. Japanese Journal of Ecology, 14, 97-105.
- 高橋正通・梶本卓也・高野 勉・池田重人・小林政広 (2014) 森林生態系における樹木・木材・土壌・渓流水の放射性セシウム動態調査法の利用ガイド. 森林総合研究所報告, 432, 107-112.
- 高田大輔・安永円理子・田野井慶太郎・中西友子・佐々木治人・大下誠一 (2012) 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布 (第 4 報). RADIOISOTOPES, 61, 607-612.
- 丹下 健・鈴木 誠・鈴木 保 (1990) 立地条件の異なる 83 年生スギ人工林の枝及び葉現存量. 日本生態学会誌, 40, 179-186.
- 丹下 健・小島克己 (2010) 千葉演習林安野スギ成長測定試験地の地上部現存量. 東京大学演習林報告, 49, 1-6.
- Thiry, Y., Goor, F. and Riesen, T. (2002) The true distribution and accumulation of radiocesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). Journal of Environmental Radioactivity, 58, 243-259.
- 依田恭二 (1971) 森林の生態学. 築地書館, 331pp.
- Yoshihara, T., Matsumura, H., Hashida, S. and Nagaoka, T. (2013) Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, 114, 60-68.

補足電子資料

以下はオンライン版のみの掲載となります。

補足電子資料図 1 各調査林分の直径 (DBH) 頻度分布
とその他樹種の構成比

補足電子資料図 2 直径 (DBH) から樹高 (H) の推定
に用いた関係式の例

補足電子資料表 1 放射能測定に必要な量の辺心材別
粉碎試料を得るために要する円板厚さを求めるための
早見表

URL : [http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/432/
documents/432.pdf](http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/432/documents/432.pdf)

Methods for assessing the spatial distribution and dynamics of radiocesium in tree components in forest ecosystems

Takuya KAJIMOTO ^{1)*}, Tsutomu TAKANO ²⁾, Satoshi SAITO ¹⁾,
Katsushi KURODA ²⁾, Takeshi FUJIWARA ²⁾, Masafumi KOMATSU ³⁾,
Tatsuro KAWASAKI ⁴⁾, Shinta OHASHI ⁴⁾ and Yoshiyuki KIYONO ⁵⁾

Abstract

We have been studying the spatial distributions and dynamics of radiocesium in forest ecosystems that were contaminated by the Fukushima Daiichi power plant accident in 2011. Three experimental sites, which suffered different levels of contamination, were selected, and permanent research plots in different forest types at each site were established. Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) was the main target species, and a plantation of this species was selected at each site. Plantations of Japanese red pine (*Pinus densiflora*) and Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*), and secondary deciduous broad-leaved forest (dominated by oak, *Quercus serrata*) were also selected at some of the study sites. Here, we describe the study sites, and explain field measurement, sampling and analysis methods used in our research project. We show some examples of the biomass estimates and radiocesium activities, and radiocesium amounts that were observed at the stand-level, and discuss the limitations in our methodology, focusing on the sampling and biomass estimation methods for each of the aboveground tree components (stemwood, branches, and leaves).

Key words : Aboveground tree biomass, Allometry, Basic density, Forest floor vegetation, Radiocesium, Volume ratio

Received 14 July 2014, Accepted 7 August 2014

1) Department of Plant Ecology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Wood Properties, FFPRI

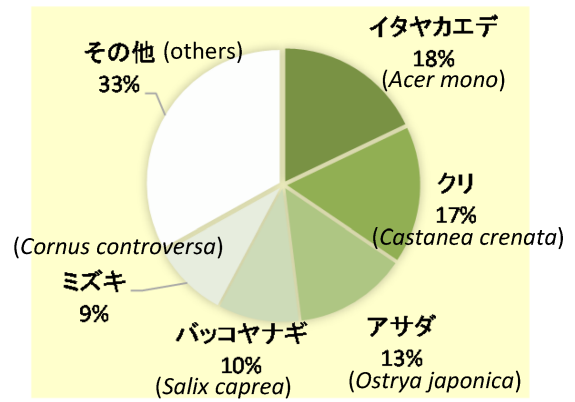
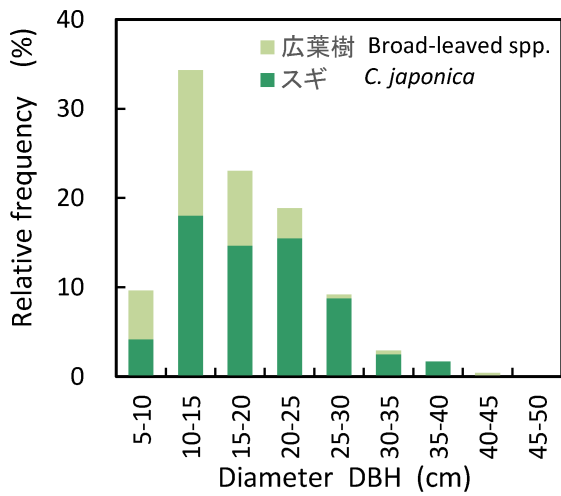
3) Department of Applied Microbiology, FFPRI

4) Research Planning and Coordination Department, FFPRI

5) Principal Research Coordinator, FFPRI

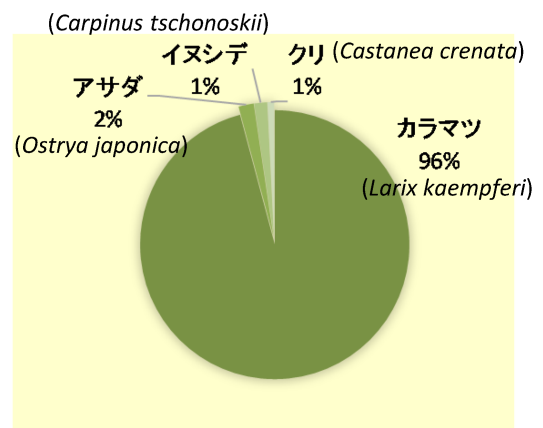
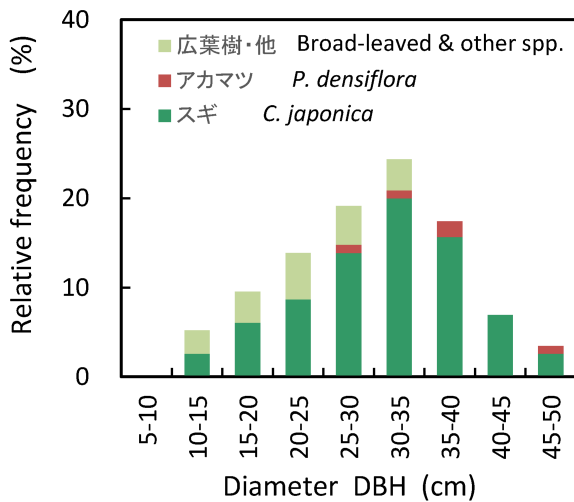
* Department of Plant Ecology, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: tkaji@ffpri.affrc.go.jp

(a) 川内村・大津辺山 スギ林 (KU-S1)



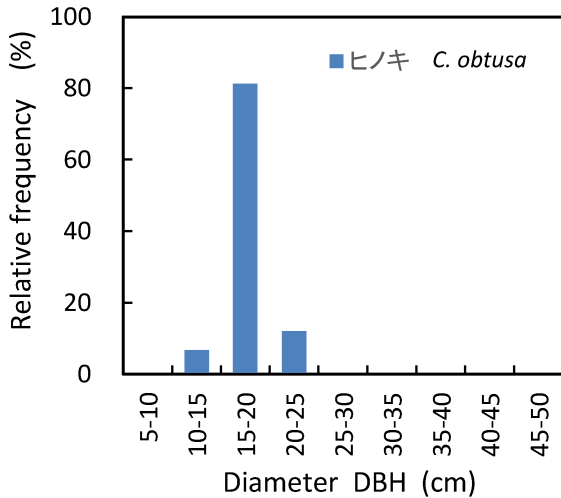
Proportions of other spp. (stem volume %)

(b) 川内村・上川内 スギ林 (KU-S2)

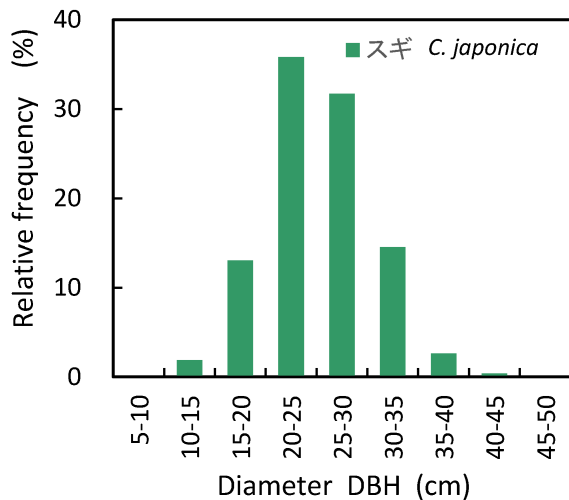


Proportions of other spp. (stem volume %)

(c) 川内村 ヒノキ林 (KU-H)



(d) 大玉村 スギ林 (OT-S)

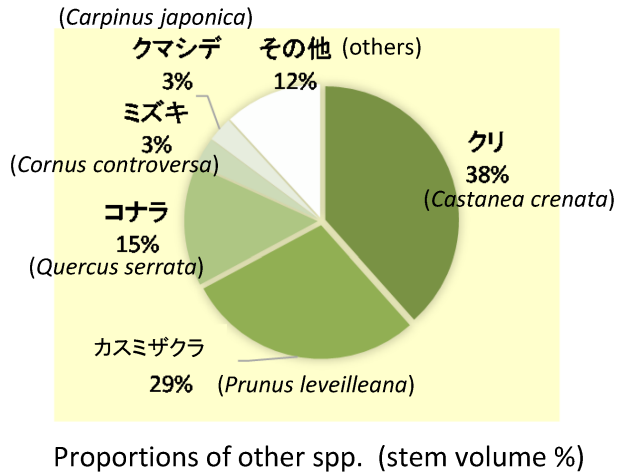
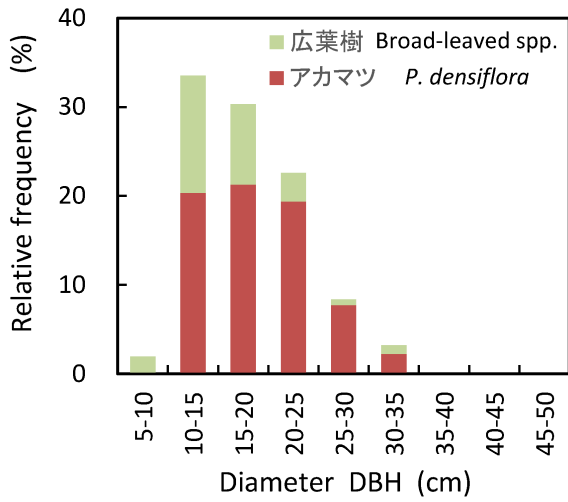


補足電子資料図 1(a)-(d). 各調査林分の (左) 直径 (DBH) 頻度分布と (右) その他樹種の構成比
 (a) 川内村スギ林 (b) 川内村・上川内スギ林 (c) 川内村ヒノキ林 (d) 大玉村スギ林

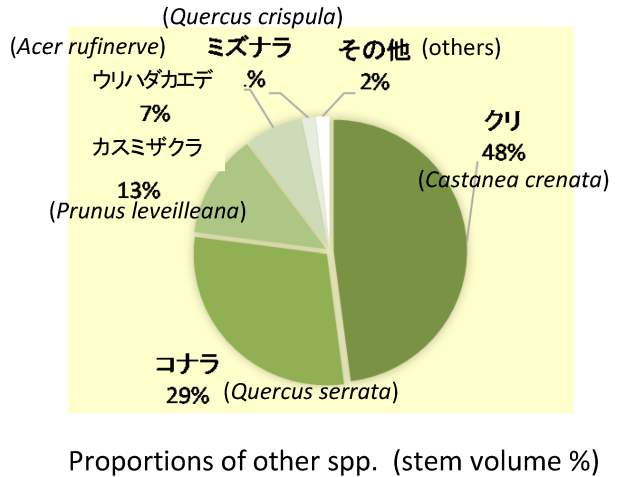
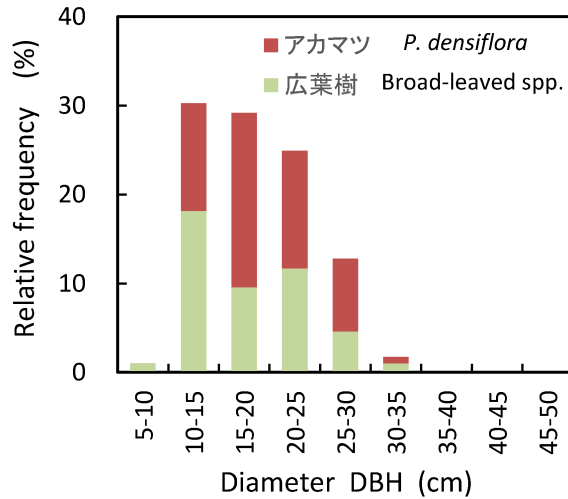
右側の図は、優占樹種以外の種の構成比 (%、幹材積) を示す (KU-H、OT-S は他樹種なし)。

Supplementary Fig. 1(a)-(d). (Left) Relative frequency distribution of stem diameters (DBH) and (right) relative proportions of other species (% on a stem volume basis) in each study stand.

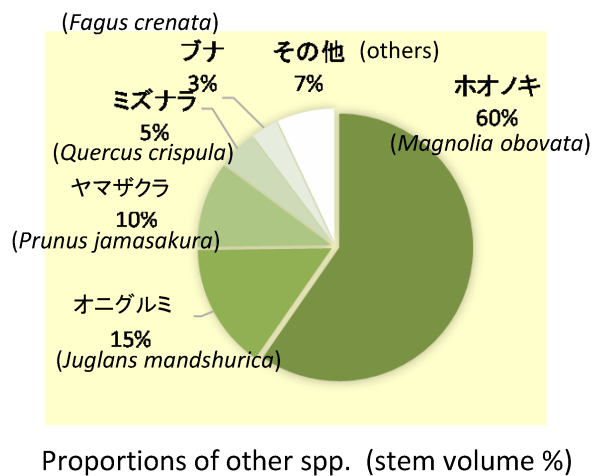
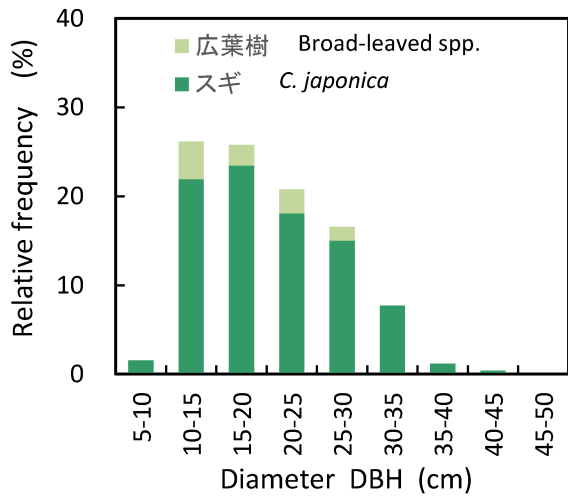
(e) 大玉村 アカマツ林 (OT-P)



(f) 大玉村 広葉樹林 (OT-Q)



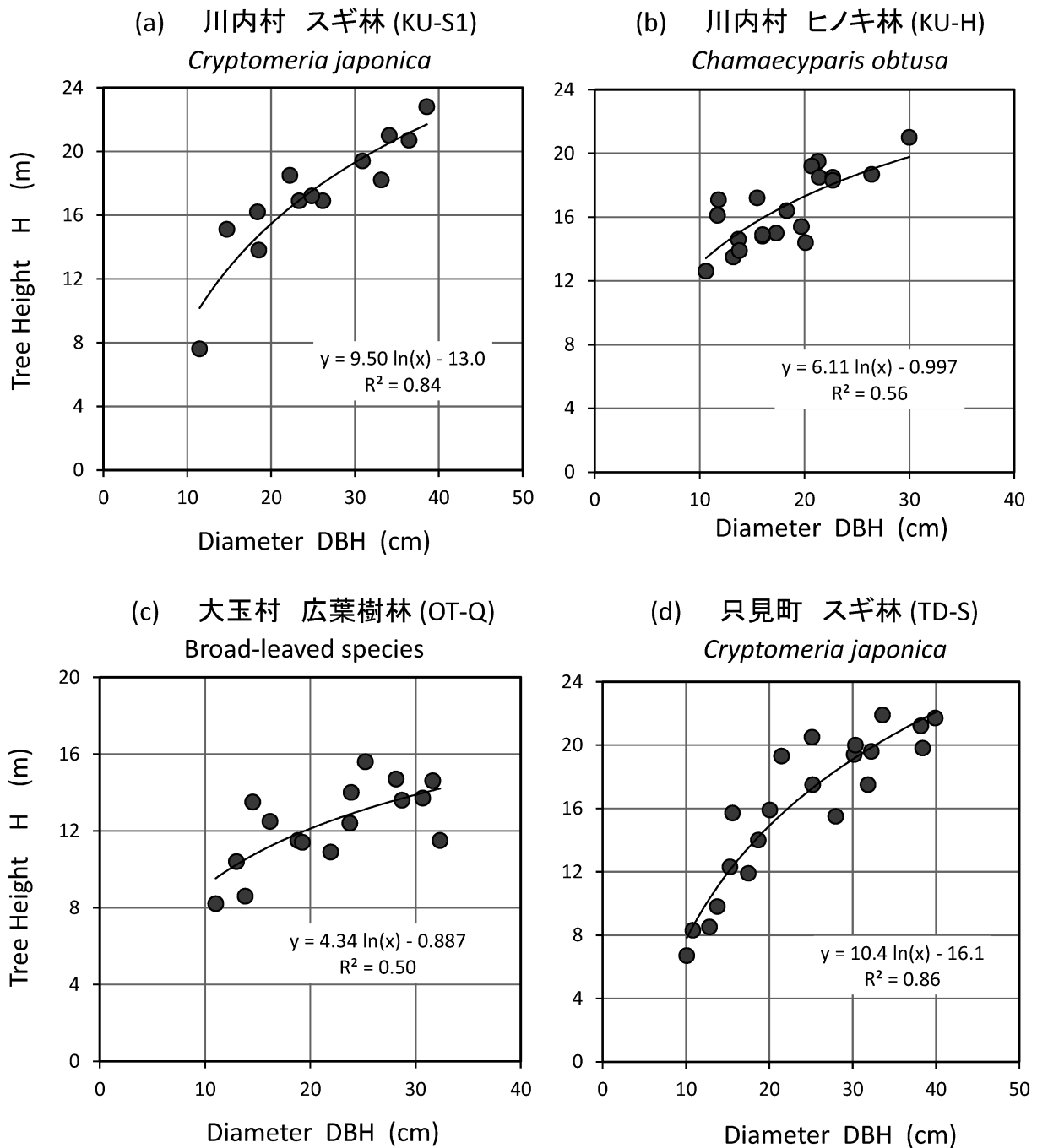
(g) 只見町 スギ林 (TD-S)



補足電子資料図 1(e)-(g). 各調査林分の (左) 直径 (DBH) 頻度分布と (右) その他樹種の構成比
 (e) 大玉村アカマツ林 (f) 大玉村広葉樹林 (g) 只見町スギ林

右側の図は、優占樹種以外の種の構成比 (%、幹材積) を示す (KU-H、OT-S は他樹種なし)。

Supplementary Fig. 1(e)-(g). (Left) Relative frequency distribution of stem diameters (DBH) and (right) relative proportions of other species (% , on a stem volume basis) in each study stand.



補足電子資料図 2. 直径 (DBH) から樹高 (H) の推定に用いた関係式の例

(a) 川内村スギ林 (n=13) (b) 川内村ヒノキ林 (n=20) (c) 大玉村広葉樹林 (n=16) (d) 只見町スギ林 (n=13)

川内村ヒノキ林のみ、林野庁データ (未公開) より作成 (試料木は、表 2 に示したヒノキの枝・葉現存量の推定式 (番号 5,6) 作成用に用いた伐倒データと同じ)。

それ以外の林分は、すべて調査プロットで実測したデータから式を作成した。

Supplementary Fig. 2. Examples of site-specific DBH – H relationship.

The regression curves were derived from the data for (a) KU-S1 (n=13), (c) OT-Q (n=16), and (d) TD-S (n=13) from direct measurements in each stand. The regression equation for (b) KU-H (n=20) was taken from unpublished data of Japanese Forestry Agency (detailed information on the data are shown in Table 2).

補足電子資料表 1. 放射能測定に必要な量の辺心材別粉碎試料を得るために要する円板厚さを求めるための早見表

Supplementary Table 1. Approximate thickness of the disks required to obtain enough volume of samples (more than 2 liter) for measuring radio activity of heartwood and sapwood.

心材直径 (cm)	必要な円板の厚さ (cm)		
	辺材幅 1 cm	辺材幅 2 cm	辺材幅 3 cm
4	20 ^{a)}	20 ^{a)}	20 ^{a)}
6	64 ^{b)}	64	64
8	36 ^{b)}	36	36
10	23 ^{b)}	24	23
12	44	20	16
14	38	18	12
16	34	16	10
18	30	14	9
20	27	13	8
22	25	12	8
24	23	11	7
26	21	10	7
28	20	10	6
30	18	9	6
40	14	7	4

心材及び辺材の体積が約 1.8 リットルになるように計算した。木材を粉碎する程度によって粉碎試料の体積は変化するため、粉碎機の篩の径等によって適宜数値を実情に合うように変更することが望ましい。

a) U8 容器(100 ml)を想定した必要量、b) 十分な辺材量が確保できないため、心材のみの試料を採取すると想定した場合の必要量

研究資料 (Research record)

森林土壌の放射性セシウム分布と動態の調査法

池田 重人^{1)*}、金子 真司¹⁾、赤間 亮夫²⁾、高橋 正通³⁾

要旨

福島原発事故による放射性セシウムの動態を明らかにするために、福島県内の調査地において森林総合研究所が行っている土壌調査の方法を示した。放射能汚染土壌を扱うときの注意点に注目しながら、福島県の調査地における試料採取プロットの設定から、試料採取（堆積有機物および鉱質土壌）、試料調製までの手順と方法を記し、ゲルマニウム半導体検出器による放射性セシウムの測定方法について述べた。これらの工程を経て得られた結果から求められる試料中の放射性セシウム量の計算式を示した。

キーワード：福島原発事故、放射性セシウム動態、放射性セシウム測定法、土壌と堆積有機物（リター）、土壌調査法

1. はじめに

この報告では、福島原発事故により放出された放射性セシウムの動態研究のために森林総合研究所が行っている調査（高橋ら 2014）のうち、汚染された森林土壌の調査方法について、その詳細を示す。この調査法は、森林に沈着した放射性セシウムの動態の中で、土壌における鉛直方向の分布の変化を定量的に把握することを主な目的としている。

調査の基本的な項目については一般的な土壌調査方法（例えば、池田 2010, 松浦 2010）と異なるものではないが、汚染土壌を扱ううえで特有の考慮すべきことがある。そうした留意点に注目しながら、放射性セシウムにより汚染された土壌試料を採取するためのプロットの設定方法から、空間線量率の測定、試料の採取方法、試料の調製方法に至るまでの手順を具体的に記す。また、ゲルマニウム半導体検出器による放射性セシウムの分析方法についても概要を記述する。最後に、これらの工程を経て得られた測定結果および放射性セシウム濃度の値をもとにして、試料中の放射性セシウム量を求める計算式を示す。

2. 試料採取プロットの設定

2.1 プロットの種類と数

森林における放射性物質の動態を明らかにする目的で福島県内の各地に設定された調査地（梶本ら 2014）は、地形や林分の広がりなどの条件が異なるため、それぞれの林分の特徴にあわせて調査地の形状や面積が設定されている。調査地内は 10m × 10m の格子状に細分した 12 ~ 24 個の調査区画で構成され、空間的な異質性を把握できるようにしている。調査区画の中から、流路などの土壌試料採取に不適な場所ができるだけ少ない 12 区画を選んで、2m × 2m の堆積有機物（リターまたは落葉層と呼ぶことがある）および土壌の試料採取プロット（以下、プロット）を設定した。それらのうち、4 区画は堆積有機物試料および深さ 20cm までの土壌試料を採取するプロット A とし、残りの 8 区画は堆積有機物試料および深さ 5cm までの土壌試料を採取するプロット B とした。以上の調査点数は、森林土壌の放射性セシウム分布の知見（金子ほか 2014, Fujii et al. 2014）を参考にした。すなわち、最表層ほど高濃度でばらつきが大きく、下層になるほど急激に濃度が低下していること等を考慮し、表層付近ほど調査点数を多くし、下層土の調査点数は少なくした。

原稿受付：平成 26 年 7 月 14 日 原稿受理：平成 26 年 8 月 22 日

1) 森林総合研究所立地環境研究領域

2) 森林総合研究所企画部

3) 森林総合研究所研究コーディネータ

* 森林総合研究所立地環境研究領域 〒 305-8687 茨城県つくば市松の里 1

2.2 プロットの設定位置とプロット名

プロットは、他の調査者による踏み荒らし等の攪乱を避けるため、調査区画の斜面下部側からみて右下の杭より左方へ2m、上方へ2mの地点を起点として設定することを基本とした。ただし、樹木などの障害物がある場合はこれを避けるように変更して設定した。プロット名は、「調査地略称+プロット番号+プロット種類 (A か B)」とし、プロット4隅に杭 (長さ 40cm 程度のプラスチック杭) を深くまで打ち込み、テープ (ビニール製カラー標識テープなど) で囲った。杭にはプロット番号とプロット種類を黒色の油性ペンで記入した。

川内スギ林調査地 (略称 KU-S) の例では、プロット名は、KU-S_01A、KU-S_02B、KU-S_03B、KU-S_04B、KU-S_05A、KU-S_06B、KU-S_07B、KU-S_08B、KU-S_09A、KU-S_10B、KU-S_11B、KU-S_12A、となり、プロットの配置は図1に示すとおりである。

3. 調査用具

基本的には通常の森林土壌調査の方法 (池田 2010, 田中 2010, 三浦 2010, 松浦 2010) にしたがって作業を行い、使用する用具もほぼ同じものを用いた。ここでは、放射性セシウムの動態調査において使用する主な機器・用具類や、通常の土壌調査とは異なる使用法をするものについて、使用目的等をまとめて表1に示した。

4. 空間線量率の測定

調査地内を $10 \times 10\text{m}$ に細分したすべての格子点において、NaI (TI) シンチレーション式サーベイメータ (日立アロカメディカル TCS-172B) を用いて空間線量率を測定した。測定はガイドライン (文部科学省 2011) にしたがって、地表から 100cm および 10cm の高さで行った。測定数は 10 秒とし計測開始から 30 秒以上経過して値が安定してから記録した。

測定には複数のサーベイメータを用い、計測値の補正のために、計測に用いた機器の番号と校正定数を記録した。サーベイメータの指示値にそれぞれの機器固有の校正定数をかけたものが測定値となる。測定器は性能を維持するために定期的に校正を行った。

5. 堆積有機物試料および土壌試料の採取

5.1 試料採取プロット内の採取位置

試料の採取は、調査地ごとに決められた試料採取プロットの配置に基づき、調査年に予定された採取位置 (図2) で試料を採取した。各調査年の採取位置は斜面下方から順次上方に移動するように設定した。試料採取に際しては、常にプロットの斜面下方から作業を行い、プロット内ではその年の試料採取場所以外には踏み入らないこと、土壌断面作成のために掘り上げた土は右側に置くこととして、翌年以降の試料採取位置を攪乱しないように注意しながら作業を行った。

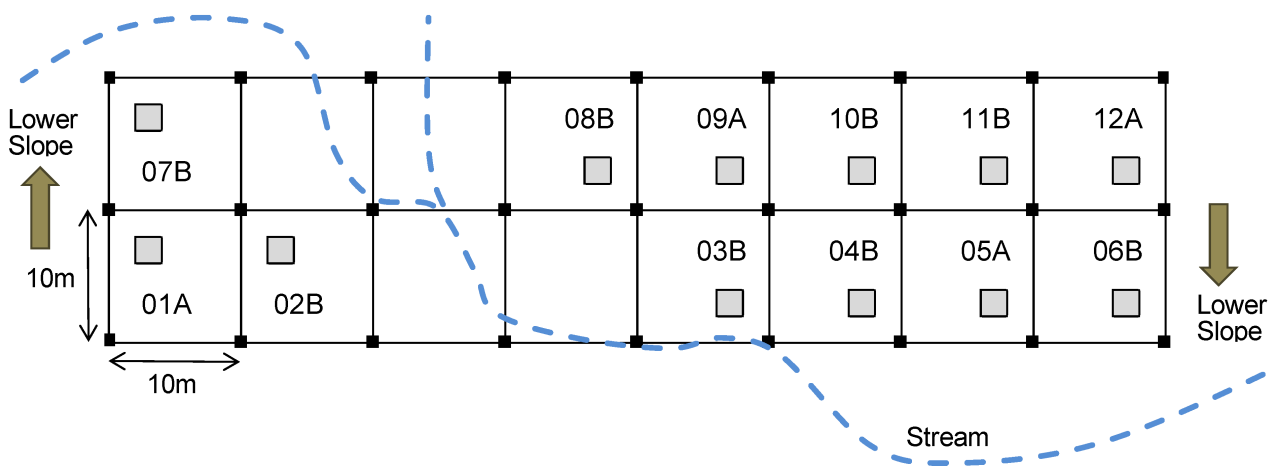


図1. 調査地における試料採取プロットの配置 (川内スギ林調査地 KU-S の例)
プロット名の調査地略称は省略。黒い四角は調査地を $10 \times 10\text{m}$ に区画した格子点の杭、灰色の小区画は $2\text{m} \times 2\text{m}$ の試料採取プロットを示す。破線は調査地内を流れる溪流の流路。

Fig. 1. Arrangement of sample plots at the study site (using the Kawauchi Sugi site as reference)
Black squares indicate points on a $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ grid. Grey squares indicate $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ sample plots. The broken line indicates a stream at the study site.

表 1. 主な調査用具一覧
Table 1. Survey equipment list

機器・用具	メーカー・型番等	使用目的・摘要
ポケット線量計	日立アロカメディカル、PDM-122-SZ	調査時に調査者がそれぞれ身につけ、個人の積算被曝量を測定する
シンチレーション式サーベイメータ	日立アロカメディカル、TCS-172B	調査地の空間線量率を測定する
ラップ		サーベイメータ先端のセンサー部分を汚染させないように巻いておく
使い捨て防塵マスク		粉塵による内部被曝を防ぐ
使い捨て手袋		汚染を防ぐ
測量用ポール(2m 伸縮)		試料採取位置を確認する 傾斜測定のためのガイドとして用いる(1m)
GPS	ガーミン、GPSmap 625CJ	試料採取位置等を記録する
シート		掘り上げた土を一時的に置いておく
25×25cm 方形枠	直径3.3mmのアルミニウム針金で製作	堆積有機物試料を一定面積で採取する
竹串		方形枠を固定する 土壌深の目印として使用する
採土円筒	大起理化、DIK-1815-11	内径110mm、高さ50mmで、一定面積の土壌を深さ5cmごとに採取する
ウェットティッシュ	ユニチャーム、ピュアウォーター	濃度の高い土壌等による汚染を防ぐために、調査用具を使用のつど拭く
ポリ袋	セイニチ、ユニパックI-8	円筒で採取した土壌試料を移し入れて持ち帰る
ゴミ袋		使用済みの使い捨て手袋やウェットティッシュ等のゴミを入れる

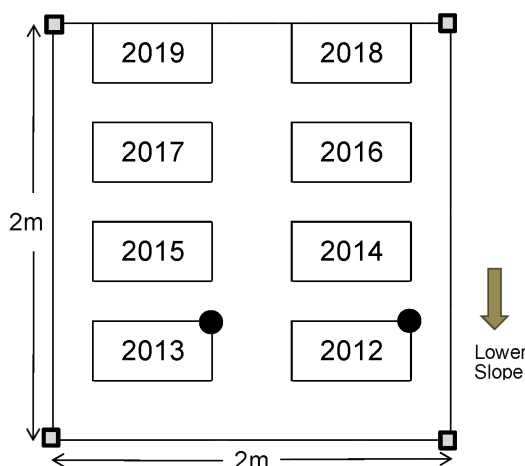


図 2. 堆積有機物・土壌試料採取プロット内における年ごとの試料採取位置

採取年の数字の位置で試料を採取する。黒丸は試料採取済みであることを示す杭。

Fig. 2. Sampling points in a sample plot used each year. The black circles show points marked "sampled."

5.2 試料の採取

プロット A およびプロット B における試料の採取は次に示す手順で行った。

5.2.1 プロット A

はじめに、幅 50cm 深さ 30cm 程度の土壌断面を作成し、写真撮影（断面+堆積有機物）を行った。土壌断面作成により掘り出した土は、断面の右側にブルーシートを敷き、その上に置いた。

次に、堆積有機物試料を採取した。堆積有機物試料採取用の 25cm × 25cm 方形枠（面積 0.00625m²）を固定する位置は、採取する堆積有機物が断面試孔内にこぼれ落ちないようにするため、土壌断面の上端から 5cm 程度上方に枠の下端が来るように置き、4 隅に竹串をさして枠を固定した（写真 1）。試料採取時には、枠の内外の試料が混じらないように、枠に掛かった堆積有機物の葉や枝を枠に沿って剪定鋏で切った後、枠内のすべての堆積有機物を試料名を記入したポリ袋に採取した。L 層、F 層、H 層は分けずにまとめて採取した。ただし、採取時間と分析可能数に余裕のある場合は、それぞれを区別して採取することが望ましい。



写真1. 堆積有機物試料採取用25×25cm 方形枠の固定状況
Photo 1. Fixing a 25 cm × 25 cm quadrat for litter sampling



写真2. 採土円筒による土壌試料の採取
Photo 2. Sampling using a soil sampling cylinder

次に、採土円筒（大起理化製、DIK-1815-11：内径110mm、高さ50mm、断面積 0.0095m^2 ）を用いて土壌試料を採取した。堆積有機物試料を採取し終えたところに採土円筒を置き、0-5、5-10、10-15、15-20cmの深さで土壌試料を採取した（写真2）。採取した試料は試料名を記入したポリ袋に移し入れた。この試料を用いて、放射性物質濃度とともに容積重および水分の各分析を行った。通常の森林土壌の調査では容積400mLの採土円筒を用いることが多いが、この調査では深さ5cmごとに土壌試料を採取してその放射性セシウム量を評価するために、400mLの採土円筒と断面積は同じで高さが5cmの採土円筒を使用した。なお、採土円筒を用いた試料採取では、円筒の直下の土壌を攪乱するので、同じ位置で連続して試料を採取することはできない。このため、図3に示す要領にしたがって円筒の採取位置を変えながら土壌試料の採取を行った。

採土円筒や道具類に付着した土は、使用のつどウェットティッシュで拭き取りながら作業を進めた。とくに堆積有機物や表層土壌は放射性セシウム濃度が高いことが多いので、これらを処理した場合は丹念に拭き取り、他の試料への汚染を防いだ。

礫が多い土壌では、採土円筒による土壌試料の採取ができない場合がある。細土容積重を求める次善の方法として、土壌試料を採取する位置に、幅 $20 \times$ 奥行 $5\text{cm} \times$ 高さ 5cm 程度の直方体ブロックを想定し、その範囲の細土をすべて採取した。ポリ袋には試料名に加えてVBと書き、幅・奥行・厚さを記した。礫がきわめて多い場合でも、採取する直方体の容積を大きくするなどして、少なくとも細土200ml程度が得られるようにした。

採取した試料の名前は、「調査地略称+プロット番号+試料分類（L, 0-5cm, 5-10cm・・・）」とした。例）K U-S_01A_L

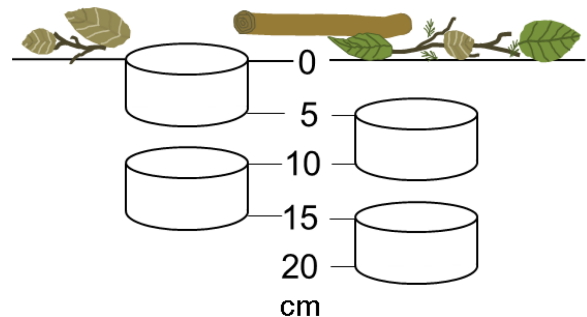


図3. プロットAにおける採土円筒を用いた0-20cm 土壌試料の採取要領

Fig. 3. Arrangement of sample plots at the study site (using the Kawachi Sugi site as reference)

Black squares indicate points on a $10\text{m} \times 10\text{m}$ grid. Grey squares indicate $2\text{m} \times 2\text{m}$ sample plots. The broken line indicates a stream at the study site.

5.2.2 プロットB

プロットAと同様の方法で、 $25 \times 25\text{cm}$ の堆積有機物試料および0-5cmの深さの土壌試料を採取した。プロットBでは、土壌試料の採取にあたり、土壌断面は作成していない。

5.3 プロットの傾斜測定

堆積有機物試料の水平投影面積あたりの放射性セシウム量を算出するために、試料採取地点の斜面の傾斜度 I （°）を測定した。その際、試料採取地点付近の比較的狭い範囲の傾斜が反映されるように、最大傾斜線に沿って伸縮測量ポールを長さ1mに縮めた状態で置き、その上にクリノメーターを密着させて測定した。

5.4 埋め戻し・片付け

試料採取後は、掘り上げた土を埋め戻して原状を復帰するとともに、土壌断面右上の位置に杭を打つことにより試料採取済みであることを示した。

6. 試料の調製

採取して持ち帰った堆積有機物試料および土壌試料は、ゲルマニウム半導体検出器による放射性セシウムの測定等に供するために、実験室内で以下の手順により調製作業を行った。作業工程の概要を図4、図5のフローチャートにまとめた。また、風乾細土の水分を測定する工程を図6のフローチャートに示した。試料調製の手順は、堆積有機物試料と土壌試料では異なるため、それぞれを分けて記述する。

6.1 堆積有機物試料

6.1.1 風乾重量の測定

あらかじめ風袋重量を測定しておいたバット（浅皿）に試料を広げて室内で自然乾燥（風乾）させ、十分に乾燥した後バットごと試料重量を測定し、風袋重量を差し引いて、25 × 25cm の方形枠で採取した堆積有機物試料全体の風乾重量 L_1 (g) を求めた。

6.1.2 粉砕

風乾した堆積有機物試料は各種の粉砕用機器・器具を用いて粉砕した。堆積有機物には、枝や葉のほか球果や樹皮などさまざまな形態のものがあり、その分解程度などに応じて試料の大きさや硬さもまちまちである。このため、枝など硬く量の多い試料は粉砕機（ホーライ製、U-140）を用い、量が少ない試料の場合は家庭用ミキサー（テスコム製、TM837）を用いて粉砕した。また、柔らかい葉などの試料は剪定鋏で細かく刻み、試料に硬い部分と柔らかい部分が混在して均一に粉砕しにくい場合は微粉砕機（レッチェ製、MM400）を用いた。このように、それぞれの試料の特徴に応じて適した粉砕機器・器具を選び、適宜使い分けながら作業を行った。試料はできるだけ均一な状態になるまで粉砕したが、数ミリメートル程度の粒子や繊維状組織を含む場合もあり、必ずしも完全な微粉砕処理まではおこなっていない。

粉砕の工程では、程度の差はあっても粉塵が周囲に飛散することが避けられない。このため、作業中は使い捨てのマスク、手袋、ヘアキャップ等を着用し、集塵装置の付いた場所で作業を行った。また、作業後は作業場所周辺や身体に付着した粉塵を電気掃除機で十分に落とし、他の試料および分析機器への汚染を防止するとともに、作業員自身の被曝を極力低減させるように努めた。

6.1.3 絶乾重量の測定

ここでは、放射性物質の測定で使用する 100mL 測定容器（アズワン、ねじ口U式容器 U-8）を用い、試料調製工程に組み入れて測定する方法を記す。

あらかじめ乾燥させて風袋重量を求めておいた U-8 容器に、風乾後粉砕した堆積有機物試料を充填して重量を測定し、風袋重量を差し引いて堆積有機物分析試料の風乾重量 L_{S1} (g) を求めた。

風乾重量を測定後、U-8 容器入りの試料を乾燥機に入れて 75°C で 24 時間乾燥した。乾燥後は重量を測定し、

風袋重量を差し引いて堆積有機物分析試料の絶乾重量 L_S (g) を求めた。

試料の U-8 容器への充填量（高さ）は、放射性セシウム濃度分析の検量線作成に用いた標準物質の充填量の範囲である 5mm 以上 50mm までとし、試料充填に際しては容器の脇を指で軽くたたいて大きい隙間がないようにした。U-8 容器入りの試料は、容器の蓋をしっかりと閉めてウェットティッシュで容器外側全体を拭き、容器表面に付着しているこまかい埃等をぬぐい去ってからポリ袋に入れ、ゲルマニウム半導体検出器による放射性セシウム濃度の測定に供した。

採取した堆積有機物試料の絶乾重量 L (g) は次式で示される。

$$L = L_1 \times \frac{L_S}{L_{S1}}$$

ここで、

L_1 ：堆積有機物試料全体の風乾重量 (g)

L_{S1} ：堆積有機物分析試料の風乾重量 (g)

L_S ：堆積有機物分析試料の絶乾重量 (g)

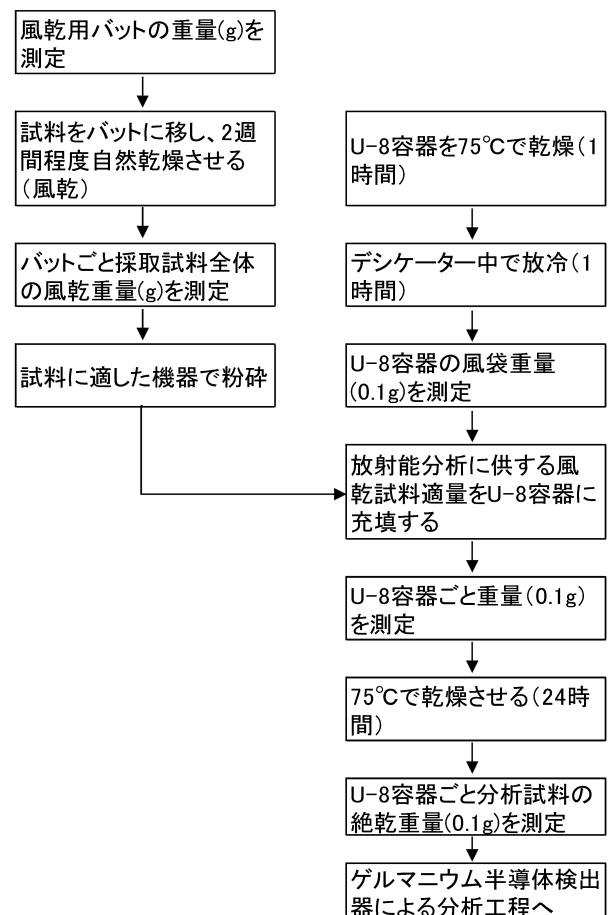


図4. 堆積有機物試料調製工程のフローチャート

Fig. 4. Process flow chart for the preparation of a litter sample

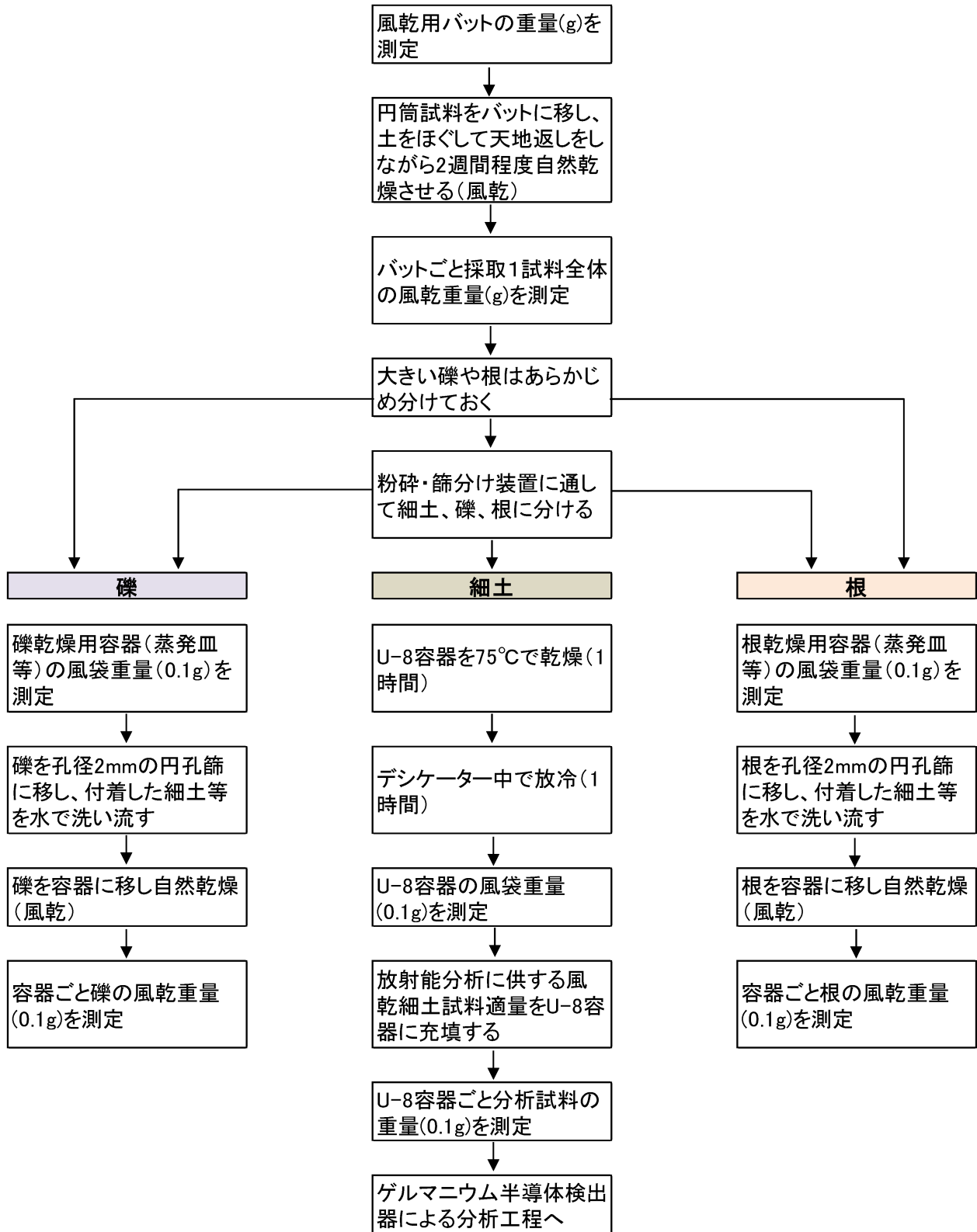


図 5. 土壌試料調製工程のフローチャート

Fig. 5. Process flow chart for the preparation of a soil sample

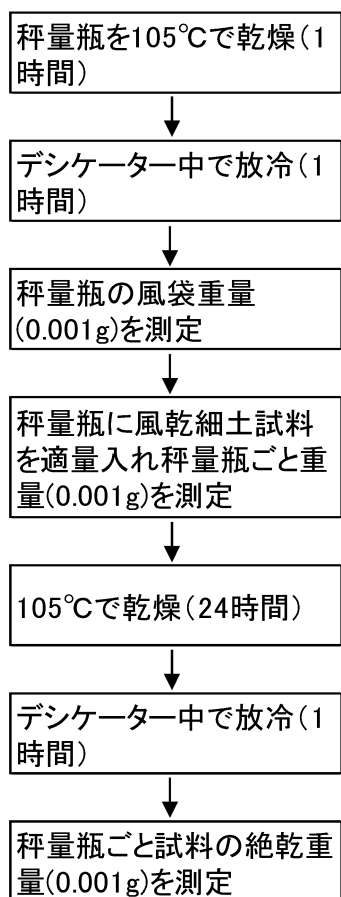


図 6. 風乾細土水分測定のプロフローチャート
Fig. 6. Process flow chart for measuring the soil water content in an air-dried soil sample

6.2 土壌試料

6.2.1 風乾重量の測定

あらかじめ風袋重量を測定しておいたバットに円筒で採取した試料を広げ、室内で自然乾燥（風乾）させた。風乾させている間に天地返しをして土塊をほぐし、大きな礫や根はバットの脇に集めておく。試料が十分に乾燥した後、バットごと試料重量を測定し、風袋重量を差し引いて円筒試料全体の風乾重量 S_1 (g) を求めた。

6.2.2 試料の粉碎・篩分け

風乾状態となった土壌試料は、無粉塵型自動粉碎篩分け装置（大起理化製、DIK-2610）を用いて、粉碎と篩分けを同時に行った。篩分けの後、直径 2mm 以下の細土は篩の下に落ち、礫・根は上に残る。礫・根の部分には土壌の塊も一部含まれるが、細土の量が十分あるならば、そのまま礫・根の洗浄の工程に進んだ。1 回の粉碎篩分け工程で得られる細土量が少ない場合は、土壌の塊を手や乳棒などでつぶしながら、粉碎・篩分けの工程を繰り返して細土の量を確保した。なお、上記の篩分け装置を使わず、手作業による篩分けでもかまわないが、堆積有機物と同様に、作業中は他の試料および分析機器へ

の汚染防止や作業員自身の被曝の低減に留意する。

粉碎・篩分けをして得られた風乾細土の一部を U-8 容器に充填し、容器の蓋をしっかりと閉めてウェットティッシュで容器外側全体を拭いてからポリ袋に入れ、ゲルマニウム半導体検出器による放射性セシウム濃度の測定に供した。

6.2.3 礫の重量測定

風乾中に分けておいた礫と粉碎篩分けの工程で得られた礫を合わせて、孔径 2mm の円孔篩上に移し、流水で礫に付着した細土を洗い流した後、篩上に残った礫を自然乾燥し、礫の風乾重量 G (g) を求めた。

6.2.4 根の重量測定

風乾中に分けておいた根と粉碎篩分けの工程で得られた根を合わせて、孔径 2mm の円孔篩上に移し、流水で根に付着した細土を洗い流した後、篩上に残った根を自然乾燥し、根の風乾重量 R (g) を求めた。

6.2.5 風乾細土の水分測定

あらかじめ乾燥重量を測定した秤量瓶に風乾細土適量を入れ、105°C で 24 時間乾燥して細土の絶乾重量 W_0 (g) を測定し、風乾重量 W_a (g) との差から風乾細土の水分係数 W (含水比) を求めた。

$$W = \frac{W_a - W_0}{W_a}$$

7. ゲルマニウム半導体検出器による放射性核種分析

調製を終え U-8 容器に充填した堆積有機物試料（絶乾）および土壌（風乾細土）試料は、ゲルマニウム半導体検出器（セイコー・イージーアンドジー製、GEM40P4-76 および GEMFX7025P4）を用いてガンマ線スペクトロメトリー法による放射性核種分析（文部科学省 1992）を行い、試料中の放射性セシウムの濃度 C (Bq/kg) を求めた。測定時間は 1800 ~ 3600 秒とした。

放射性核種分析の工程では、分析機器を常に安定した状態に保つことがきわめて重要である。そのために、分析試料等を通じた分析機器への汚染を起こさないように細心の注意を払うこと、定期的に機器の較正を行うこと、分析室内を清潔に保つことに努めた。

8. 試料中の放射性セシウム量を求める計算式

ここまでの工程で得られた測定値および分析値から、試料中における単位面積あたりの放射性セシウム量を求めた。

堆積有機物試料（絶乾）中の放射性セシウム量 CsI (Bq/m²) は次式で示される。

$$CsI = C \times \frac{L}{Af \times CosI \times 1000}$$

ここで、

C : 試料 (絶乾) 中の放射性セシウムの濃度 (Bq/kg)

L : 堆積有機物試料の絶乾重量 (g)

Af : 25×25 cm 方形枠の面積 (m^2) : 0.0625

I : 試料採取地点の傾斜 ($^\circ$)

深さ 5cm あたりの土壌試料中の放射性セシウム濃度 (絶乾) C (Bq/kg) は次式で示される。

$$C = \frac{Ca}{1 - W}$$

ここで、

Ca : 試料 (風乾) 中の放射性セシウムの濃度 (Bq/kg)

W : 風乾細土の水分係数 (含水比)

また、深さ 5cm あたりの土壌試料中の放射性セシウム量 C_{ss} (Bq/ m^2) は次式で示される。

$$C_{ss} = C \times \frac{(S_1 - G - R) \times (1 - W)}{Ac \times 1000}$$

ここで、

C : 試料 (絶乾) 中の放射性セシウムの濃度 (Bq/kg)

S_1 : 採土円筒試料の風乾重量 (g)

G : 礫の風乾重量 (g)

R : 根の風乾重量 (g)

W : 風乾細土の水分係数 (含水比)

Ac : 採土円筒の断面積 (m^2) : 0.0095

謝辞

本稿で紹介した調査方法を確立するにあたり、森林総合研究所立地環境研究領域をはじめとする多くの職員に協力していただいた。とくに、立地環境研究領域の特別研究員の佐野哲也氏 (現、東北工業大学)、小松雅史氏 (現、きのこ・微生物研究領域) には、プロット設定およびデータの取りまとめ作業について助言をいただいた。ここに記し、皆様に感謝申し上げます。

本研究は林野庁委託事業「森林内における放射性物質実態把握調査事業」、森林総合研究所交付金プロジェクト「森林・林業・木材における放射線影響に関する基礎研究 (課題番号 201205)」により実施した。

引用文献

- Fujii, K., Ikeda, S., Akama, A., Komatsu, M., Takahashi, M. and Kaneko, S. (2014) Vertical migration of radiocesium and clay mineral composition in forest soils contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Soil Science and Plant Nutrition*, DOI:10.1080/00380768.2014.926781
- 池田重人 (2010) 土壌調査の事前準備. 森林立地調査法編集委員会編 “改訂版森林立地調査法”. 博友社, 5-6.
- 梶本卓也・高野 勉・齊藤 哲・黒田克史・藤原 健・小松雅史・川崎達郎・大橋健太・清野嘉之 (2014) 森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法. 森林総合研究所研究報告, 432, 113-136.
- 金子真司・高橋正通・池田重人・赤間亮夫 (2014) 福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態. *日本土壌肥料学雑誌* 85, 86-89.
- 松浦陽次郎 (2010) 土壌試料の採取・調製・保存. 森林立地調査法編集委員会編 “改訂版森林立地調査法”. 博友社, 14-15.
- 三浦 覚 (2010) 土壌断面の記載. 森林立地調査法編集委員会編 “改訂版森林立地調査法”. 博友社, 9-13.
- 文部科学省 (1992) 放射能測定法シリーズ7 “ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー”, 平成4年改訂, 文部科学省科学技術・学術政策局・原子力安全課防災環境対策室, 362pp. http://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/main_pdf_series_7.html
- 文部科学省 (2011) “放射線測定に関するガイドライン”, 文部科学省・日本原子力研究開発機構, 平成23年10月21日, 25pp. http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/1000/108/24/111021Radiation_measurement_guideline.pdf
- 高橋正通・梶本卓也・高野 勉・池田重人・小林政広 (2014) 森林生態系における樹木・木材・土壌・渓流水の放射性セシウム動態調査法の利用ガイド. 森林総合研究所研究報告, 432, 107-112.
- 田中永晴 (2010) 土壌断面の作成. 森林立地調査法編集委員会編 “改訂版森林立地調査法”. 博友社, 7-8.

Methods for assessing the spatial distribution and dynamics of radiocesium in forest soils

Shigeto IKEDA^{1)*}, Shinji KANEKO¹⁾, Akio AKAMA²⁾ and Masamichi TAKAHASHI³⁾

Abstract

A method for conducting a soil survey is described. The method is being used at study sites in Fukushima Prefecture to determine the radiocesium dynamics in forests contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear accident. The method includes several procedures, from establishing the sample plots at a study site to conducting radiocesium measurements using a detector systems, and it is focused on treating contaminated litter and soil samples in the most appropriate manner possible. Procedures for collecting litter and soil samples from the sample plots and the radioactivity analysis sample preparation process are described in detail. We present formula derived from field data and radiocesium amounts found in the collected samples.

Key words : Fukushima Daiichi nuclear accident, radiocesium dynamics, radioactivity analysis, soil and litter, soil survey method

Received 14 July 2014, Accepted 22 August 2014

1) Department of Forest Site Environment, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Research Planning and Coordination Department, FFPRI

3) Principal Research Coordinator, FFPRI

* Department of Forest Site Environment, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: ikedas@affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

森林流域から流出する放射性セシウムの調査法

小林 政広^{1)*}、坪山 良夫²⁾、篠宮 佳樹³⁾、池田 重人⁴⁾

要旨

福島原発事故由来の放射性セシウムの森林流域からの流出を明らかにするために福島県内6カ所の森林で行った調査の方法を紹介する。渓流水中の放射性セシウムは、主に増水したときに発生する懸濁物質に含まれた形態(懸濁態)で流出することが想定されたため、原水での測定で放射性セシウムが検出された試料については濾過後に再度測定して懸濁態の寄与を明らかにした。また、流出水中の放射性セシウム濃度は濁度と明瞭な相関があることを利用し、濁度と流量を連続測定することで一定期間の放射性セシウム流出量を推定する方法も示した。

キーワード：福島原発事故、放射性セシウム、流出、渓流水、懸濁物質

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所(福島原発)の事故により環境中に放出された放射性物のうち、中長期の影響が懸念される放射性セシウム(Cs-134 および Cs-137)は、周辺地域の森林に乾性沈着および湿性沈着として流入し、一部が樹冠に補足され、残りが林床に達した(林野庁 2011, 金子ら 2012)。その後、森林内の放射性セシウムは樹冠からリター(堆積有機物)層、リター層から鉱質土壌層へと移行しており(林野庁 2014, 金子ら 2014)、その一部は林内を移動する水によって輸送されている(小林 2014)。地上から地下へと移動する水は、蒸発散で大気へ戻される分を除けば、やがて流出する。その水は下流において水道原水や農業用水として利用されるとともに、溪流や下流水域の生態系を支えているので、水の動きとともに放射性セシウムの動態を監視する必要がある。

福島原発事故の直後、各地の浄水場において放射性ヨウ素が高濃度で検出され、飲料水の放射能汚染という事態が現実のものとなり、国民生活に大きな影響を及ぼした。放射性ヨウ素は半減期が8日と短いため、その後短期間で河川水等からは検出されなくなった。一方、放射性セシウムについては、放射性ヨウ素が検出されている間においても当時の測定の検出下限を上回る事例はわずかであった。これはセシウムが土粒子に強く捕捉される性質をもつためと理解されている(Fujii et al. 2014)。ただし、降雨により増水して土粒子等の懸濁物質が流出する際には、それに保持されている放射性セシウムが一緒

に流出することが知られており、厚生労働省による「水道水等の放射能測定マニュアル」(厚生労働省健康局水道課 2011)においてもこのことが想定されている。

ここでは、森林からの放射性セシウム流出の実態解明を目的として森林総合研究所が実施した調査の方法を紹介する。なお、これら調査結果の多くは森林総合研究所からプレスリリースとして発表されている(森林総合研究所 2012a 2012b 2012c)。

2. 試験地と試料採取方法

2.1 試験地

福島県内の汚染程度の異なる6カ所(飯舘村、伊達市、二本松市、会津若松市、郡山市、広野町)の森林に設定した試験地において、渓流水を毎日1回採取する定時採水を行い、Cs-134 および Cs-137 の濃度を測定する調査を2012年3月1日から開始した。図1に各試験地の位置および降水量データを利用した最寄りのアメダス観測点の位置を示す。表1に各試験地の概況をまとめた。

このうち会津若松、郡山、広野は融雪期のみの調査とし、4月30日まで採水を継続した。また、二本松は梅雨明け後までの調査とし、7月31日まで採水を継続した。飯舘および伊達の2カ所は、台風の多い時期が終わるまでの調査とし、10月31日まで採水を継続した。また、増水時の懸濁物質増加にともなう放射性セシウム濃度増加について詳しく調べるため、飯舘および伊達では8月1日から毎日1回の定時採水に加えて、降雨時に1時間に1回行う採水を追加した。

原稿受付：平成26年7月15日 原稿受理：平成26年7月30日

1) 森林総合研究所企画部

2) 森林総合研究所水土保持研究領域

3) 森林総合研究所東北支所

4) 森林総合研究所立地環境研究領域

* 森林総合研究所企画部 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

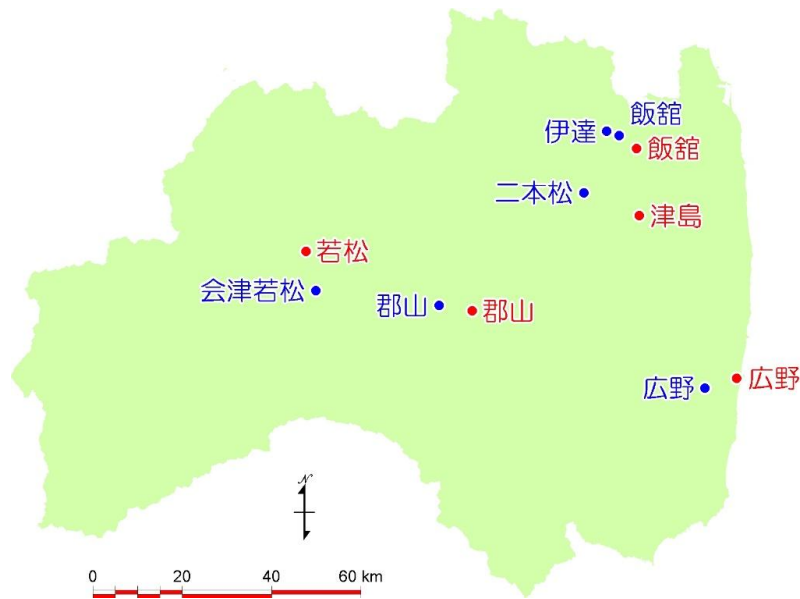


図 1. 試験地 (青) および最寄りのアメダス (赤) の位置
Fig. 1. Locations of study sites (blue) and the nearest AMeDAS stations (red).

表 1. 試験地概況
Table 1. Overview of the study sites.

試験地	集水面積 (ha)	Cs-137 沈着量 (kBq m ⁻²)
会津若松	27	<10
郡山	2	110
広野	134	97
二本松	13	300
伊達	14	610
飯舘	52	700

Cs-137 沈着量は「航空機モニタリング」(2012年6月28日換算)(文部科学省2012)の値
Cs-137 inventory at study sites are interpolated using the airborne monitoring data by MEXT (normalized to Jun 28, 2012)

2.2 定時採水

定時採水では、自動採水装置 (ISCO6712) を用いて毎日 14 時に 2L の渓流水を採取した (写真 1)。採水時刻を 14 時としたのは、調査を開始した融雪期においては主に昼過ぎから夕方にかけて流量が増加し、懸濁物質が増えることが予想されたためである。自動採水装置による採水では、採水時刻にチューブポンプが作動すると渓流内に固定されているチューブ末端の取水口から水が汲み上げられ、装置内の分取ボトルに設定量の水が導入される。取水口は河床から浮かせた状態で、水が滞ることのない、かつ、取水時に河床の堆積物をまきあげることのない位置に固定した。これは、流出水中の放射性セシウムでは懸濁態の寄与が重要であり、流水中の懸濁物質を自然な形で採取する必要があるためである。また、

採取量を 2L としたのは、後述するゲルマニウム半導体検出器を用いた放射能測定において、可能な限り短時間で測定値を得るために広く用いられている 2L マリネリ容器を使用することを前提としているためである。

2.3 降雨時採水

定時採水と並行して、専用に増設した自動採水装置を用いて増水時の渓流水の連続採水を行った。この採水では、採水装置に接続した雨量計で林内の雨量を測定し、降雨強度が 1 時間あたり 1mm を越えた時点から 1 時間間隔で 2L の渓流水を 12 回採取した。降雨時採水用の自動採水装置には水圧式水位センサーを接続し、採水口の高さを基準に水深を記録し、増水による水位の変化を測定した。



写真 1. 自動採水装置
Photo 1. Automatic water sampler.

3. 水試料の放射能測定

3.1 試料の保管

自動採水装置内の分取ボトルに採取された水試料は、試料回収時に密閉性の高い2Lポリプロピレン製容器（アイボーイ広口ビン）に移し替えた。移し替えの際、郡山以外で採取した試料には、「緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリーのための試料前処理法」（文部科学省、1992a）にならひ、2Lあたり6gの塩化ナトリウムを添加した。2L容器に移し替えた試料は冷蔵室内にて保管した。

3.2 濾過

前述したとおり、河川水中の放射性セシウムについては、水に含まれる懸濁物質に放射性セシウムが結びついた懸濁態の寄与が重要である。本調査においても、この点を念頭に置き、まず懸濁物質を含む原水の状態でCs-134およびCs-137の濃度を測定し、検出下限値として設定した1Bq/Lを超えた試料については、濾過を行って濾液の放射能を再度測定することとした。濾過には捕留粒子径0.5 μ mのガラス繊維フィルター（桐山製作所SS-47、捕留粒子径：0.5 μ m、材質：ガラス繊維、直径：47mm）を用いた。ガラス繊維フィルターを用いたのは、懸濁物質の炭素含有率推定のために強熱減量測定や酸等を用いた抽出実験を行うことを想定しているためである。フィルターは使用前に蒸留水で洗浄し、乾燥機で乾燥させた後に電子天秤で質量を測定してから濾過に用いた。濾過後の懸濁物質はフィルターと共に乾燥機で乾燥させた後に秤量し、フィルターの質量を差し引いて懸濁物質の質

量を求めた。濾液についても質量を測定し、密度1として体積を求めた。

3.3 放射性セシウム濃度測定

水試料は、ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリー（文部科学省1992b）によりCs-134およびCs-137の濃度を測定した。測定容器には2Lマリネリ容器を使用した。測定に先立ち、同じマリネリ容器で作成した多核種の標準線源を用いて半導体検出器の効率校正を行った。

マリネリ容器に2Lの水試料を直接入れ、フタをした後、容器を汚染防止のための使い捨ての薄手のポリエチレン袋に入れて検出器の測定室に導入した。水試料量が2Lより若干少ない場合があったため、このときは蒸留水を加えて2Lにして測定を行い、加えた水の量を勘案して濃度補正した。なお、懸濁物質を含む原水では、懸濁物質が沈降して底部に集まることもあり、これは厳密には試料の均一性を前提とした測定方法において誤差をもたらす可能性がある。しかし、放射性セシウム流出を多地点でモニタリングする緊急の調査として開始したため、多数の試料について一定レベルの放射性セシウムの有無を迅速に測定することを優先して、原水を測定することを基本とした。検出下限値は1Bq/Lとした。これは環境省によるモニタリング「平成23年度公共用水域放射性物質モニタリング調査結果（まとめ）」（環境省2011）における検出下限値が1Bq/Lであることに準拠した。使用したゲルマニウム半導体検出器では、3600秒の測定でこの下限値を十分に確保することができた。

4. 測定結果の例

4.1 定時採水の結果

3月～4月（融雪期）、5月～7月（梅雨期）、8月～10月（台風期）に毎日1回採水した試料については、大部分からは放射性セシウムは検出されなかった（図2）。一部の試料からは放射性セシウムが検出されたが、これらはいずれも降雨のあった日に採水されたものであった（図3）。また、放射性セシウムが検出された試料には懸濁物質が見られた。このことから放射性セシウムは懸濁物質に含まれるものと考えられた。これら試料を濾過して再度放射能測定したところ、放射性セシウムは検出されなかった。以上より、森林流域から流出する水に含まれる放射性セシウムは、主に懸濁物質に含まれていることが確認された。

4.2 降雨時採水の結果

降雨時に1時間おきに採取した試料では、定時採水試料より高い割合で放射性セシウムが検出された。降雨により溪流が増水すると、一時的に放射性セシウム濃度が上昇した（図4）。また、この際、懸濁物質濃度が放射性セシウム濃度とほぼ同じように上昇していた。放射性セシウムが検出された試料を濾過して再度放射能測定したところ、ほとんどの試料で不検出となり、検出された試料も濾過前より大幅に値が低下した。これらの結果から、森林からの放射性セシウムの流出は、懸濁物質に含まれた形態が主体であり、降雨時に増水して懸濁物質濃度が上昇したときに放射性セシウム流出量も増加することが分かった。

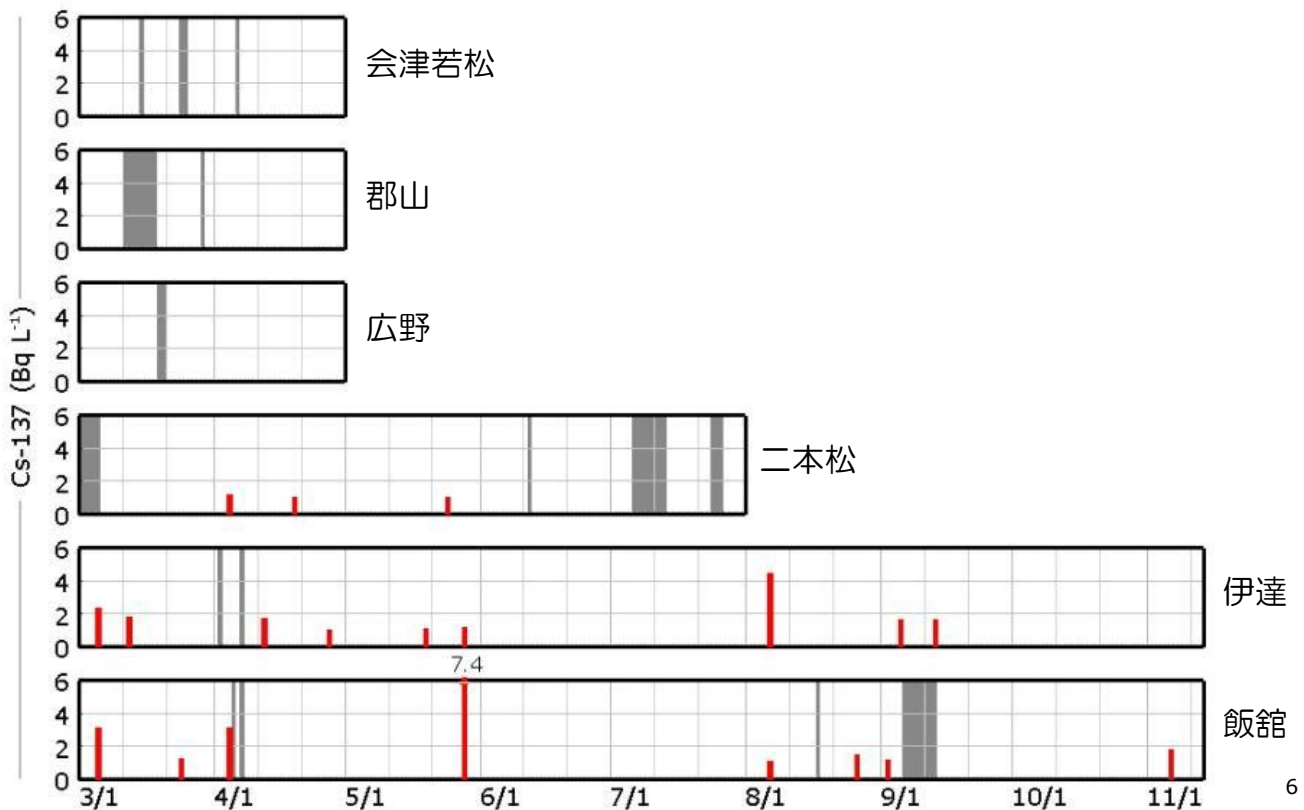


図2. 定時採水試料のCs-137濃度。網掛けは欠測を表す

Fig. 2. Cs-137 concentration of daily sampled water. Gray shaded areas represent missing data.

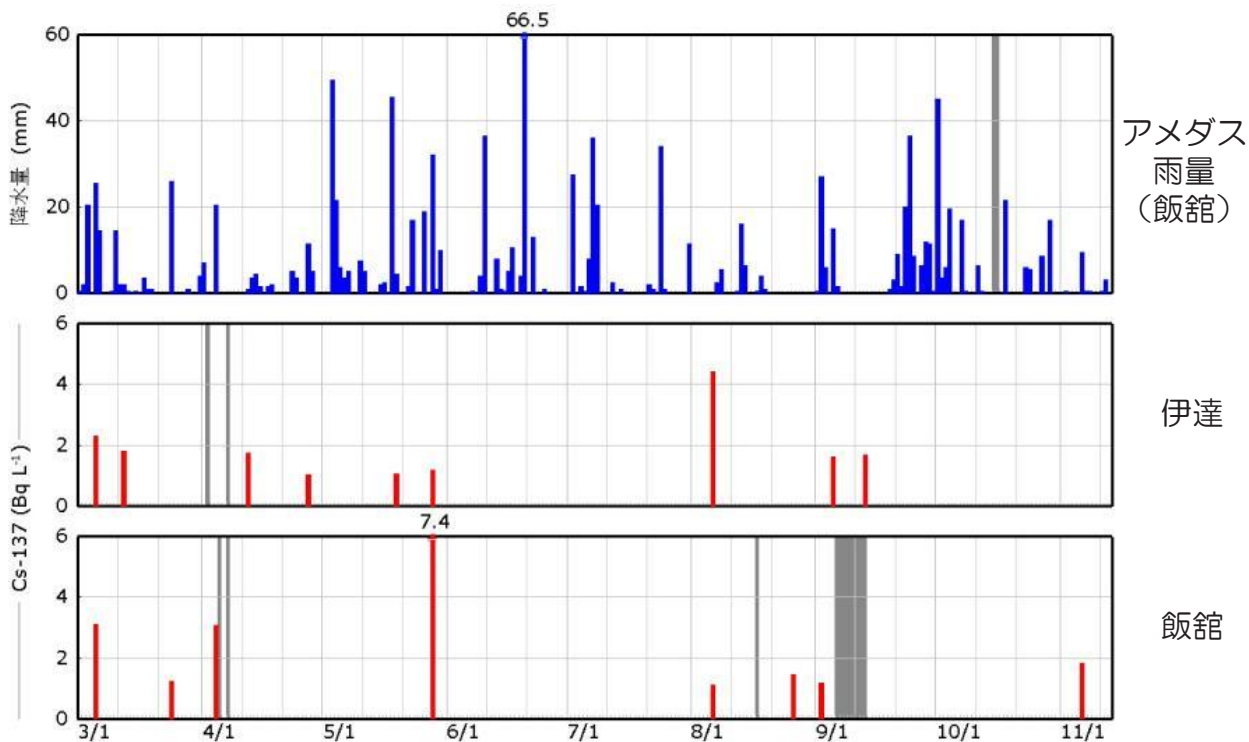


図 3. 降雨と Cs-137 検出の関係。網掛けは欠測を表す
 Fig. 3. Relationship between rainfall and Cs-137 concentrations. Gray shaded areas represent missing data.

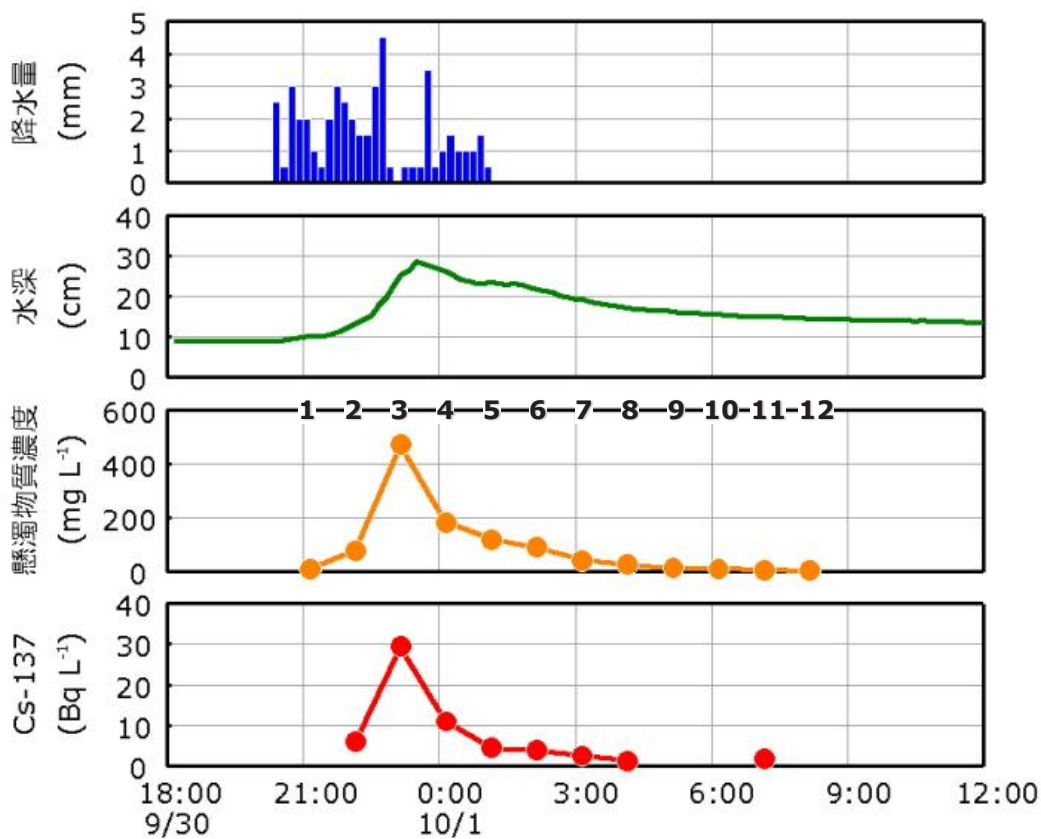


図 4. 降雨時採水データの例
 Fig. 4. Example of event sampling data.

5. 一定期間の放射性セシウム流出量の推定

前述のように、森林流域からの放射性セシウムは主として降雨時に懸濁物質とともに流出している。一定期間の放射性セシウム流出量を把握したい場合、全ての増水について採水および試料測定を行うことは労力的に難しく、現実的ではない。これに代わるものとして、連続測定かつ自動記録可能な濁度データを用いて一定期間の放射性セシウム流出量を推定する方法がある。ここでは、郡山市に位置する福島県林業研究センター多田野試験林における放射性セシウム流出量推定（篠宮ら 2013）の方法を紹介する。なお、対象とした小流域は定時採水を行った流域とは異なる。

放射性セシウム流出量の推定のためには、自動採水装置を用いた降雨時採水に加えて、水流出量および濁度の連続測定を行う必要がある。多田野試験林では、Vノッチ式の量水堰を設置して水位を連続測定し、別途定めた水位と流量の関係から水流出量の連続測定データを得た。また、濁度は量水堰内に設置した濁度センサーを用いて 10 分間隔で測定した。濁度センサーは自動採水装置の取水口と同様に、量水堰内において水の流れが滞らない位置に設置することが重要である。なお、ここで採取した試料については、共存イオンや溶存有機炭素の測定も行ったため、塩化ナトリウムを添加しなかった。

2012 年の 9 つの出水において自動採水装置で採取した水試料の放射性セシウム濃度（濾過せず懸濁物質を含んだ状態で測定）と採取時刻直近の濁度との間には明瞭な正の相関関係が認められた（図 5）。なお、時間経過とともに Cs-137 濃度は減衰するため、全ての Cs-137 濃度は任意の基準日（例えば 2011 年 4 月 1 日など）に換算してから、濁度と Cs-137 濃度との関係を解析した。

回帰された関数を用いることにより、濁度データを Cs-137 濃度に換算し、さらに、推定された Cs-137 濃度と流量の積を一定期間積算することにより Cs-137 流出量を推定した。多田野試験林の対象流域については、2012 年 3 月 20 日～2013 年 3 月 14 日の 360 日間の Cs-137 流出量は 199 Bq m^{-2} と推定された。これは航空機モニタリングによる同流域の推定沈着量の 0.3% であり、放射性セシウムは大部分が森林内に保持され続けており流出は限定的と言える。日雨量 5mm 以上の日を増水時とすると、Cs-137 は増水時に 90% が流出した計算になる。

6. まとめと課題

上に紹介したような方法で調査を行った結果、森林流域からの放射性セシウムの流出は懸濁物質に含まれる形態、すなわち懸濁態が主であり、降雨により流量と懸濁物質濃度がともに増加したときに流出量も増加することが確認された。森林からの放射性セシウム流出のモニタリングでは、懸濁物質の寄与を正しく評価できる方法を用いることが重要である。ここで紹介した緊急調査では

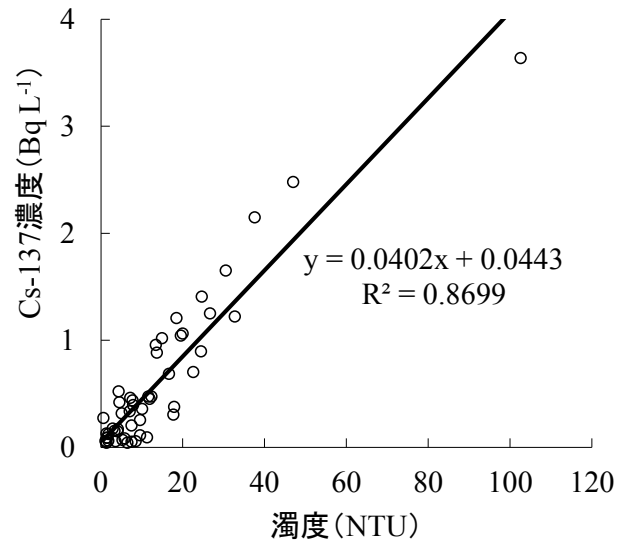


図 5. 採水試料の濁度と Cs-137 濃度の関係
Fig. 5. Relationship between the turbidity and Cs-137 concentration.

採取試料の濾過前後で放射能測定を行ったが、正確な測定には、懸濁物質を捕捉した濾紙と濾過水を個別に測るか、懸濁物質を含む水をゲル化させて測る（北島ら 2013）が必要あり、我々の継続調査では前者の方法に順次切り替えている。

今後はさらに、放射性セシウムを運んでいる懸濁物質の組成、すなわち鉱物であるか有機物であるかについても明らかにする必要がある。前者の場合、放射性セシウムが強く保持されているため流出先で水に溶けた形態（溶存態）になる可能性は低いが、後者の場合は分解により溶存態になり、生物が吸収する可能性があるためである。

また、ここで紹介した定時採水と降雨時採水の調査では 1Bq/L 未満を不検出としたが、溶存態の放射性セシウムについては、この検出下限に満たない低い濃度レベルであっても生物生産に影響を及ぼす可能性がある。例えばイネの水耕栽培実験では、0.1 Bq/L という低濃度の水耕液でも茎葉部に約 80 Bq/kg（乾物）の放射性セシウムが蓄積することが示されている（根本 2013）。このような背景から、森林から流出する水に含まれる放射性セシウムの濃度をより低いレベルまで明らかにすることも課題である。

謝辞

ここで紹介した調査は、農林水産省農林水産技術会議委託プロジェクト「森林内の放射性物質に由来する影響を低減させる技術の開発」によって実施した。

引用文献

- Fujii, K., Ikeda, S., Akama, A., Komatsu, M., Takahashi, M., and Kaneko, S. (2014) Vertical migration of radiocesium and clay mineral composition in five forest soils contaminated by the Fukushima nuclear accident, *Soil Sci. and Plant Nutr.* (2014), DOI:10.1080/00380768.2014.926781
- 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・池田重人・黒田克史・田中浩・川崎達郎・齋藤哲・梶本卓也・阿部真・杉田久志・矢崎健一・太田敬之・三浦覚・大貫靖浩・阪田匡司・篠宮佳樹 (2012) 東京電力福島原子力発電所事故による森林放射能汚染の実態調査. 関東森林研究 63-(1), 97-100.
- 金子真司・高橋正通・池田重人・赤間亮夫 (2014) 福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態, 日土肥誌, 85(2), 86-89
- 環境省 (2011) “平成 23 年度公共用水域放射性物質モニタリング調査結果(まとめ)”, http://www.env.go.jp/jjshin/monitoring/results_r-pw-h23.html.
- 北島枝織・畠山雅人・土屋貴史・保高徹生 (2013) 高濃度懸濁物質を含む環境水中の放射性セシウム定量へのゲル化法の適用, *分析化学*, 62, 513-519.
- 小林政広 (2014) 森林における放射性 Cs の動態, *土壌の物理性*, 126, 31-36.
- 厚生労働省健康局水道課 (2011) “水道水等の放射能測定マニュアル”, http://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-10900000-Kenkoukyoku/houshasei_manual_20120206_01.pdf.
- 文部科学省 (1992a) “緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリーのための試料前処理法”, 51pp, <http://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/lib/No24.pdf>
- 文部科学省 (1992b) “ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー”, 362pp, <http://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/lib/No7.pdf>
- 文部科学省 (2012) “第 5 次航空機モニタリング及び福島第一原子力発電所から 80km 圏外の航空機モニタリング”, 平成 24 年 9 月 28 日発表, <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/index.html>
- 根本圭介 (2013) 放射性セシウムのイネへの移行, *化学と生物*, 51, 43-45.
- 林野庁 (2011) “森林内の放射性物質の分布状況調査結果について”, 平成 23 年 12 月 23 日発表, http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/pdf/111227_2-01.pdf
- 林野庁 (2014) “平成 25 年度森林内の放射性物質の分布状況調査結果について”, 平成 26 年 4 月 1 日発表, http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/pdf/140401-01.pdf.
- 篠宮佳樹・玉井幸治・小林政広・大貫靖浩・清水貴範・飯田真一・延廣竜彦・澤野真治・坪山良夫・蛭田利秀 (2013) 森林からの流出水に含まれる放射性物質の動態, *関東森林研究*, 64, 53-56.
- 森林総合研究所 (2012a) “融雪期における渓流水中の放射性物質の観測結果”, 平成 24 年 6 月 12 日発表, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120612/documents/20120612.pdf>.
- 森林総合研究所 (2012b) “梅雨期における渓流水中の放射性物質の観測結果”, 平成 24 年 9 月 21 日発表, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120921/documents/20120921.pdf>.
- 森林総合研究所 (2012c) “8～10 月における渓流水中の放射性物質の観測結果”, 平成 24 年 12 月 20 日発表, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20121220/documents/20121220.pdf>.

Methods of assessing radiocesium runoff from forested watersheds

Masahiro KOBAYASHI^{1)*}, Yoshio TSUBOYAMA²⁾, Yoshiki SHINOMIYA³⁾ and Shigeto IKEDA⁴⁾

Abstract

Potential methods for investigating runoff containing Fukushima-derived radiocesium from six forested watersheds in Fukushima prefecture are introduced. It was assumed that radiocesium is associated with suspended solids (SS) when the stream swells during a rainfall event. Therefore, the contribution of the radiocesium associated with SS was determined by measuring radioactivity before and after sample filtration. A method for estimating the cumulative radiocesium runoff in a certain period using flow rate and turbidity data, which is based on the clear relationship between the radioactivity and the turbidity of the runoff water, is also indicated.

Key words : Fukushima nuclear accident, radiocesium, runoff, stream water, suspended solid

Received 15 July 2014, Accepted 30 July 2014

1) Research Planning and Coordination Department, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Soil and Water Conservation, FFPRI

3) Tohoku Research Center, FFPRI

4) Department of Forest Site Environment, FFPRI

* Research Planning and Coordination Department, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: kbmasa@affrc.go.jp

担当者 御中
To the person concerned

独立行政法人 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 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 : + 81-29-873-3211 Fax : + 81-29-873-0844
e-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

2014年9月 発行 森林総合研究所研究報告 第13巻3号 (通巻432号)

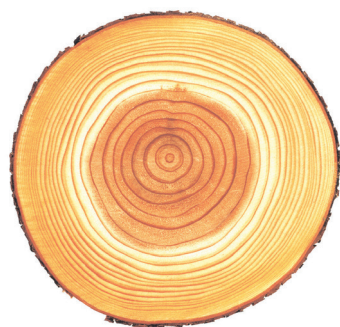
編 集 人 森林総合研究所研究報告編集委員会

発 行 人 独立行政法人 森林総合研究所
〒305-8687 茨城県つくば市松の里1番地
電話 : 029-873-3211 Fax : 029-873-0844

製 版・印 刷 〒310-0061 茨城県水戸市北見町6-31
電話 : 029-225-3951 Fax : 029-231-5958

©2014 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下さい。



page79

焼畑農地のパラゴムノキ林転換には気候変化を緩和する機能があるか？
北部ラオスにおける事例研究(英文)

:清野 嘉之、古家 直行、藤田 直子、佐藤 保、松本 光朗、
Soukanh BOUNTHABANDID、Somchay SANONTY

Can converting slash-and-burn agricultural fields into rubber tree (*Hevea brasiliensis*)
plantations provide climate change mitigation? : A case study in northern Laos
by KIYONO Yoshiyuki, FURUYA Naoyuki, FUJITA Naoko, SATO Tamotsu,
MATSUMOTO Mitsuo, Soukanh BOUNTHABANDID and Somchay SANONTY

page89

オゾン耐性遺伝子組換えポプラの耐乾燥性および耐塩性(英文)

:古川原 聡、毛利 武、伊ヶ崎 知弘、中嶋 信美、篠原 健司

Drought and salt stress tolerance of ozone-tolerant transgenic poplar with an antisense DNA
for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase

by KOGAWARA Satoshi, MOHRI Takeshi, IGASAKI Tomohiro,
NAKAJIMA Nobuyoshi and SHINOHARA Kenji

page99

クリ無欠点小試験体の強度的性質 — 曲げ、縦圧縮、せん断、めり込み—

:井道 裕史、三浦 祥子、長尾 博文、加藤 英雄

Strength properties of small clear specimens of kuri (Japanese chestnut, *Castanea crenata*)
—Bending strength, compressive strength parallel to grain, shear strength parallel to grain,
and compressive strength perpendicular to grain—

by IDO Hirofumi, MIURA Sachiko, NAGAO Hirofumi and KATO Hideo

page107

森林生態系における樹木・木材・土壌・溪流水の放射性セシウム動態調査法の利用ガイド

:高橋 正通、梶本 卓也、高野 勉、池田 重人、小林 政広

Guidance for methods assessing radiocesium dynamics in tree, wood, soil and stream water in forest ecosystems

by TAKAHASHI Masamichi, KAJIMOTO Takuya, TAKANO Tsutomu,
IKEDA Shigeto and KOBAYASHI Masahiro

page113

森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法

:梶本 卓也、高野 勉、齊藤 哲、黒田 克史、藤原 健、小松 雅史、川崎 達郎、大橋 伸太、清野 嘉之

Methods for assessing the spatial distribution and dynamics
of radiocesium in tree components in forest ecosystems

by KAJIMOTO Takuya, TAKANO Tsutomu, SAITO Satoshi, KURODA Katsushi, FUJIWARA Takeshi,
KOMATSU Masafumi, KAWASAKI Tatsuro, OHASHI Shinta and KIYONO Yoshiyuki

page137

森林土壌の放射性セシウム分布と動態の調査法

:池田 重人、金子 真司、赤間 亮夫、高橋 正通

Methods for assessing the spatial distribution and dynamics of radiocesium in forest soils

by IKEDA Shigeto, KANEKO Shinji, AKAMA Akio and TAKAHASHI Masamichi

page147

森林流域から流出する放射性セシウムの調査法

:小林 政広、坪山 良夫、篠宮 佳樹、池田 重人

Methods of assessing radiocesium runoff from forested watersheds

by KOBAYASHI Masahiro, TSUBOYAMA Yoshio, SHINOMIYA Yoshiki and IKEDA Shigeto