

森林総合研究所研究報告

Vol.12-No.1 (No.426)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute

BULLETIN of the FFPRI Vol.12-No.1 (No.426)

March 2013

独立行政法人 森林総合研究所



March 2013

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

The Chief Editor

篠原 健司 SHINOHARA Kenji (Principal Research Coordinator,FFPRI)

The Vice-Chief Editor

赤間 亮夫 Akama Akio (Forest Radioecology Coordinator,FFPRI)

Editor

立花 敏	TACHIBANA Satoshi (Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba)
佐藤 明	SATO Akira (Faculty of Regional Environment Science, Tokyo University of Agriculture)
飛田 博順	TOBITA Hiroyuki (Department of Plant Ecology,FFPRI)
稲垣 善之	INAGAKI Yoshiyuki (Department of Forest Site Environment,FFPRI)
神崎 菜摘	KANZAKI Natsumi (Department of Forest Microbiology,FFPRI)
佐藤 大樹	SATO Hiroki (Department of Forest Entomology,FFPRI)
村田 仁	MURATA Hitoshi (Department of Applied Microbiology,FFPRI)
毛綱 昌弘	MOZUNA Masahiro (Department of Forest Engineering,FFPRI)
原田 真樹	HARADA Masaki (Department of Wood Engineering,FFPRI)
齋藤 英樹	SAITO Hideki (Department of Forest Management,FFPRI)
溝口 康子	MIZOGUCHI Yasuko (Hokkaido Research Center,FFPRI)
堀野 眞一	HORINO Shinichi (Tohoku Research Center,FFPRI)
黒川 潮	KUROKAWA Ushio (Kansai Research Center,FFPRI)
衣浦 晴生	KINUURA Haruo (Kansai Research Center,FFPRI)
倉本 哲嗣	KURAMOTO Noritsugu (Forest Tree Breeding Center,FFPRI)
秦野 恭典	HATANO Yasunori (Research Information Division,FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

表紙写真 Photograph in Cover

東京都品川区(林試の森公園)のクスノキ
Cinnamomum camphora in Shinagawa City, Tokyo. (Rinshinomori Park)

ミズバショウ(群馬県利根郡)
Lysichiton camtschatcense Schott in Tone-gun, Gunma Prefecture.

(本文75ページ~87ページ)
森林総合研究所モデル木造住宅(実験住宅)の模型
Architectural model of the "FFPRI model wooden house (case study house)".

目 次

総 説

森林生態系における生物多様性と炭素蓄積

山下 聡、岡部 貴美子、佐藤 保 1

論 文

2008年岩手・宮城内陸地震後に発生した
2次的な斜面崩壊の地形・地質的特徴

村上 亘、大丸 裕武、江坂 文寿 23

東北地方太平洋沖地震による大津波を受けた三陸沿岸のスギ林土壌におけ
る塩害とその後の土壌環境の変化

—降雨に伴う自然排水がもたらす除塩の効果—

小野 賢二、平井 敬三 41

東北地方太平洋沖地震による大津波の襲来を受けた東北太平洋沿岸の海岸
マツ林の土壌環境

—津波浸漬7ヶ月後の現地調査から—

小野 賢二、中村 克典、田中 永晴、
古澤 仁美、平井 敬三 49

研究資料

積雪が2008年の岩手・宮城内陸地震によってドゾウ沢源頭部で発生した
深層崩壊に与えた影響

大丸 裕武、村上 亘、小川 泰浩、川浪 亜紀子 67

森林総合研究所におけるモデル木造住宅(実験住宅)の概要等について

小林 久高、末吉 修三、杉本 健一、原田 真樹、
森川 岳、宇京 斉一郎 75

Bulletin of FFPRI, Vol.12. No.1 (No.426) March 2013
CONTENTS

Review

- Biodiversity and carbon storage in forest ecosystems
YAMASHITA Satoshi, OKABE Kimiko and SATO Tamotsu 1

Original article

- Topographical and geological characteristics of the landslide
induced after the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake
MURAKAMI Wataru, DAIMARU Hiromu and
ESAKA Fumitoshi 23
- Effect of natural rainfall on desalination of seawater-inundated soil
in forest damaged by 2011 Heisei Sanriku Mega-tsunami following
Tohoku earthquake of the eastern Pacific coast
ONO Kenji and HIRAI Keizo 41
- Soil conditions in coastal pine forests damaged by
the Heisei-Sanriku Mega-tsunami following Tohoku Earthquake
along the eastern Pacific coast of Japan 2011
ONO Kenji, NAKAMURA Katsunori, TANAKA Nagaharu,
FURUSAWA Hitomi and HIRAI Keizo 49

Research record

- Effect of snow cover on the deep-seated landslide occurred on
the head slope of Dozou-sawa River triggered by
the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake
DAIMARU Hiromu, MURAKAMI Wataru,
OGAWA Yasuhiro and KAWANAMI Akiko 67
- Feature of building structure and problem under construction about
FFPRI model wooden house (case study house)
KOBAYASHI Hisataka, SUEYOSHI Shuzo,
SUGIMOTO Kenichi, HARADA Masaki,
MORIKAWA Takeshi and UKYO Seiitiro 75

総説 (Review)

森林生態系における生物多様性と炭素蓄積

山下聡^{1)*}、岡部貴美子¹⁾、佐藤保²⁾

Biodiversity and carbon storage in forest ecosystems

Satoshi YAMASHITA^{1)*}, Kimiko OKABE¹⁾, and Tamotsu SATO²⁾

Abstract

Recently, species diversity is diminishing rapidly and the decrease in species diversity would possibly lead deterioration of ecosystem services, such as carbon storage. This study thus considers relationships between biodiversity in forest ecosystems and carbon storage after reviewing findings from grassland ecosystem. In general, increases in biodiversity in an ecosystem will potentially facilitate ecosystem services by adding the functional traits of new species (complementary effect). On the other hand, plant organic matters in forest ecosystem form complex habitat architecture and provide woody debris to diverse living organisms. In grassland ecosystem, functional diversity in the plant community and plant species composition affect more largely carbon accumulation and carbon storage than species diversity itself do. In forest ecosystem, higher diversity of tree species and its mutualistic fungi promotes larger amount of above-ground biomass of plant, and this relationships is affected. Species composition is possibly more important to determine ecosystem services than species diversity itself as in the case of grassland ecosystem. On the other hand, relationships between biodiversity and carbon emissions from the decomposition process are not fully understood. The diversity of plant species in forest litter is not obviously related to the decomposition rate, and the relationships between the diversity of saprophytes and the decomposition rate vary. The relationships between biodiversity and ecosystem functions in forest ecosystems are not simple, but it is important to manage forest ecosystems and their biodiversity from the perspective of conservation, because a loss of biodiversity might result in changes in ecosystem processes mediated by changes in interspecific interaction. We have suggested the importance of developing monitoring methods to evaluate forest management for biodiversity and carbon storage, such as REDD+.

Key words : carbon emission, decomposition, ecosystem function, REDD+, species diversity

要旨

近年、急速に生物多様性が減少しており、その影響が炭素蓄積等の生態系サービスに及ぶことが懸念されている。本総説では、森林の生物多様性と炭素蓄積の関係について、これまでの知見を整理した。生態系に含まれる生物多様性が増加すると、生物種が増えることで機能が增加し、その結果、生態系サービスが高まると考えられる(相補性効果)。光合成により固定された炭素は植物に蓄積され、森林の複雑な3次元構造や枯死木といった生息場所を供給することでほかの生物の多様性維持に貢献している。植物の多様性が炭素蓄積に及ぼす影響についてみると、草本生態系では草本の種多様性が、森林生態系では樹木とその共生菌の多様性が高いほど地上部現存量も増加することが示されている。しかし実際は種数の多寡自体よりも、種組成や機能群の多様性のほうが炭素吸収・蓄積機能に及ぼす影響が大きい可能性がわかってきた。一方、炭素排出過程である分解系では、枯死有機物中の植物種の多様性と分解速度の間や、分解者の多様性と分解速度の間には明確な関係がないようである。多様性の喪失は生物間相互作用の変化を介して生態系プロセスを変化させることから、森林生態系をセーフガードとして保全していくことが重要である。炭素蓄積の保全と森林の持続的利用を同時に管理することを目指す REDD+ のような枠組みの評価にあたっては、生物多様性も含めたモニタリング方法を開発していくことが必要である。

キーワード：生態系サービス、生態系プロセス、森林管理、種多様性、炭素排出、分解

原稿受付：平成24年9月10日 Received 10 September 2012 原稿受理：平成25年1月11日 Accepted 11 January 2013

1) 森林総合研究所森林昆虫研究領域 Department of Forest Entomology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) 森林総合研究所森林植生研究領域 Department of Forest Vegetation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* 森林総合研究所森林昆虫研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1 Department of Forest Entomology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan, e-mail: symsh@affrc.go.jp

1. はじめに

地球上には多様な生物が生息している。種の多様性についてみると、これまでに少なくとも 150 万種から 170 万種の生物が記載されており、未発見のものも含めると数千万種もの生物が生息していると推測されている (Ehrlich and Wilson 1991, Cracraft 2002, Padial and de la Riva 2006)。現在、これらの多様な生物種が急速に減少している。例えば、極めて多様な生物が生息している熱帯林では、将来的には 1 年間で千種に一種以上が絶滅していく可能性があるとして推定されており、この絶滅速度は有名な恐竜の大絶滅時代の値に対して千〜一万倍以上大きい (Pimm and Raven 2000, Dirzo and Raven 2003)。多様性を喪失する危険性が高いホットスポットが熱帯地域に集中している要因として、森林の土地利用変化の急速な進行が指摘されている (Myers et al. 2000, Sodih and Brook 2006)。人類の様々な活動による生態系への攪乱に対して前世紀から懸念が表明され (例えば、カーソン 1962, マイアース 1979)、生物多様性の保全の倫理的、経済的、生態学的根拠が示されてきた (ウィルソン 1992, プリマック・小堀 1997)。これらの根拠の中で最近よく支持されている考えは、生物多様性の喪失が生態系プロセスを介し、質的・量的インパクト (負のフィードバック) を人間社会に与えるというものである。

産業革命以後の人類の活動は、土地利用の大幅な変化や二酸化炭素などの温室効果ガス量の増加などを引き起こした。このような地球規模の生物地球化学的循環の変化による生物多様性の低下は、農林畜産物生産などの減少 (生態系サービスの低下) を招いたり、生態系における炭素・水循環の変化 (生態系プロセスの変化) を引き起こしたりすることで、直接的、間接的に人間活動に影響を及ぼすと考えられている (Chapin III et al. 2000, Hooper et al. 2005)。生物多様性、生態系プロセス、生態系サービス (Box 1)、そして人間

活動は互いに密接に関係しているのである (Fig.1)。本総説で扱う森林生態系は様々な生態系サービスを提供しており、その経済価値が評価されている (Pearce 2001, Thompson et al. 2011 など)。炭素の吸収および蓄積は森林生態系が提供する生態系サービスの一つであり (Box 2)、熱帯林の炭素吸収源としての価値は貨幣換算で 1 年間に約 900 億ドル以上といわれている (Pimentel et al. 1997)。森林生態系は生物多様性の宝庫であるが、人為活動が生物多様性の劣化を進行させており、その影響は炭素貯留にも及んでいるかもしれない。森林において炭素は様々な形態で貯留される。2006 年の IPCC ガイドラインによれば、森林において測定される炭素プールは地上部バイオマス、地下部バイオマス、枯死木、リター、土壌有機物の 5 つに分類される (IPCC 2006)。陸上生態系の植生に蓄積されている炭素のうち、約 8 割が森林生態系に蓄積されており (真常・小崎 2005)、森林の鉱質土壌中に蓄積された炭素量 (=土壌有機物量) は、バイオマスと枯死有機物として蓄積されている量の 2 倍以上と推定されている (Dixon et al. 1994, 袴田 2005)。このように陸域の炭素循環 (炭素の吸収、蓄積、排出による循環; Fig.2) における森林の重要性は明らかである。これまで、生物多様性の変化が生態系プロセスを介し、一次生産や他の生態系機能にどのような影響を与えるかに関する知見は、草地生態系や農地生態系などを中心に蓄積されてきた。一方で森林における炭素蓄積と生物群や生物多様性との関係には未解明な点が多い。しかしながら、森林生態系における生物多様性の劣化が炭素貯留に影響することが懸念されているため、現時点での知見を整理することで森林の生物多様性が炭素蓄積に与える影響について理解を深めることには意義がある。

このような背景から本稿では、森林における生物種の多様性と炭素蓄積の関係について、生物間相互作用

Box 1. 生態系サービス

人類は様々な形で生態系から恩恵を受けており、それらは生態系サービスと呼ばれている。生態系サービスは、供給サービス、調節サービス、文化的サービス、そしてこれらを支える基盤サービスに分けることができる (MEA 2005)。供給サービスとは、生態系が生産し、人類が利用できる物質の供給のことを指す (農林畜産物や漁獲物など)。調節サービスとは、生態系プロセスの制御により得られる利益、すなわち生態系が環境を形成することによりつくられる利益を指す (水質の浄化や農地生態系における送粉効率の増加や害虫の天敵制御など)。また、文化サービスとは、生態系から得られる非物質的利益のことをさす (自然物に基づいた民族のデザインや言葉、エコツーリズムなど)。そしてこれらのサービスを供給する基盤となる生態系機能が基盤サービスである。生態系サービスは、直接的に生物多様性が寄与する場合もあれば、間接的に寄与する場合もある。たとえば、一次生産は、物質移動や生物間の関係などの物理的、生物的過程 (生態系プロセス) を経て発揮される生態系が持つ機能 (生態系機能) であり、多様性が関与しうる。このようなサービスによって人類の経済活動や健康が維持されていると考えられ、経済評価も行われている (Kumar and Muradian 2009)。

生物多様性と生態系サービスについて注意する点は、1) 必ずしも生物多様性と生態系サービスの関係が直線的な相関関係にあるとは限らないこと (同じサービスを提供する種が複数いる場合は、5 種で 5 倍のはたらきになるとは限らないことなど)、2) 種の多様性との関係が低いサービスがあること、3) あるサービスの提供者が人に害を与えること (デイスサービス: 例えばスズメバチは害虫の天敵だが、人を刺す)、4) 生態系サービス同士にトレードオフがありうることである。例えば、成長速度の高い樹種のみからなる人工林では、高い炭素吸収・蓄積機能は期待できるが、送粉サービスは期待できないかもしれない (Taki et al., 2011)。

Box 2. 二酸化炭素吸収

木本植物は主要な温室効果ガスである二酸化炭素を吸収し、炭素源を長期間固定する。植物群落が単位面積当たり時間当たりに獲得する総炭素量は純一次生産量 (Net Primary Production) と呼ばれ、総一次生産量 (Gross Primary Production: 光合成生産物の総量) から呼吸量を引いた値である。純一次生産量のうち、40 ~ 70% は新規に生産された植物体が蓄積するが、残りの 20 ~ 40% は根からの浸出物として、1 ~ 40% は枯死や被食などによって、そして 0 ~ 5% は揮発性物質として失う (排出する) と考えられている (Chapin III et al., 2002)。

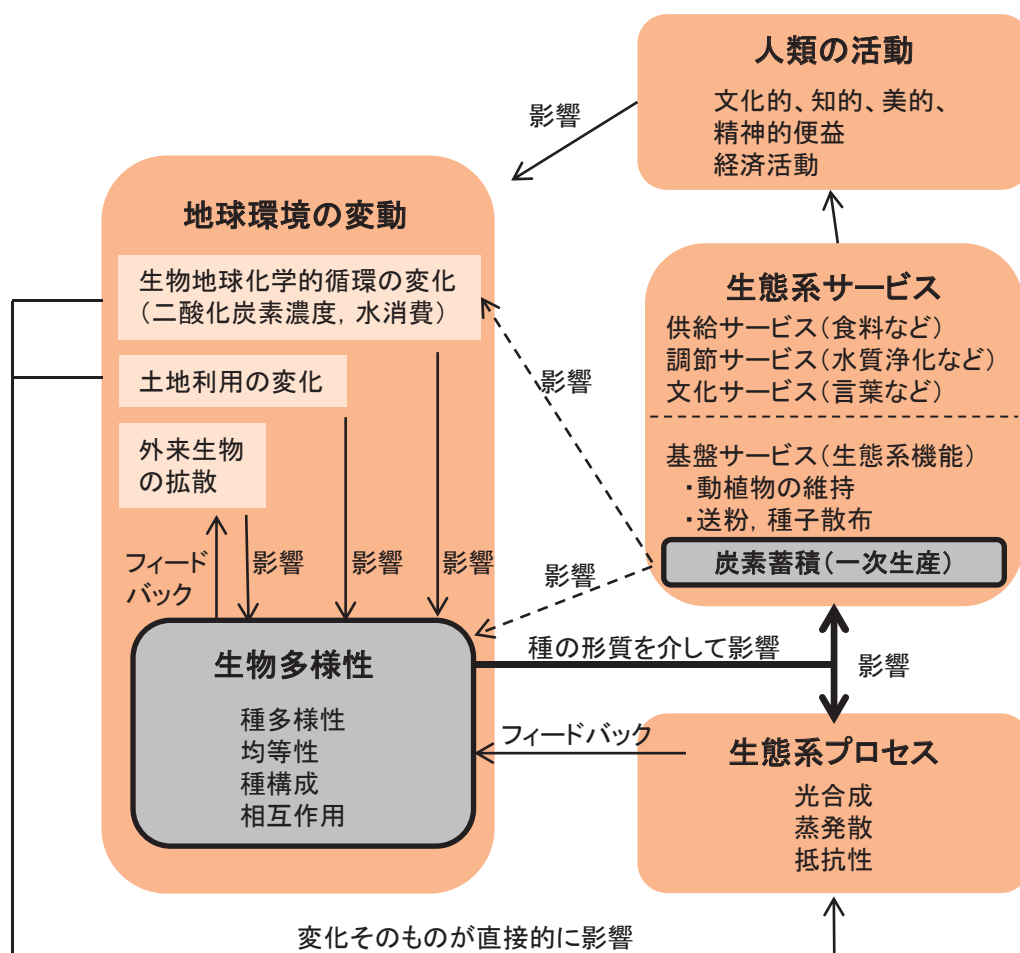


Fig. 1. 生物多様性および人類の活動、地球環境の変化との間の関係
Chapin III et al. (2000) を改変した。矢印は影響があることを示す。太線は本総説の主たるトピックを示す。
破線は仮説として加筆した。

を含めて解説をする。まず生物多様性と炭素蓄積サービスの生態学的メカニズムを理解するために、生物が群集として特定の生態系機能を発揮するメカニズムについて概説する。次いで、炭素蓄積が生物にとっての生息場所を提供することでどのように多様性維持に貢献しているか現時点における仮説も含めて整理する。さらに生物多様性と炭素循環の関係について、研究事例の豊富な草本生態系の結果を踏まえたうえで、地上部と地下部の炭素蓄積に木本植物およびその他の生物の多様性が影響する機構について紹介する。最後に、生物多様性と炭素貯留のコベネフィット（相乗便益）について示すことにより、森林の生物多様性を維持しつつ生態系サービスを楽しむ森林管理の実現と、それを支える関連研究分野の発展に資することを目的とする。

2. 生物多様性が生態系サービスを発揮するメカニズム

生態系には様々なサービスがある。この中には、土壌浸食防止や水や酸素の供給のように生物多様性

の質や量に大きく依存しないものと、花粉媒介者による送粉サービスのように強く関係するものがある (Balvanera et al. 2006, Dobson et al. 2006)。生物多様性と生態系サービスの正の相関関係（たとえば生物多様性が増加すると生態系のサービスも強化される関係、または生物多様性が減少すると他方も劣化する関係）は、送粉（植物の花粉を動物が運搬し、受粉を成立させる）サービス、個体群制御サービス（または天敵サービス）、種子分散サービス、そして炭素蓄積などで知られている (Cardinale et al. 2011)。このような関係は生態学的にはニッチ効果などで説明される (Tilman 1999)。ニッチとは、各生物が必要とする餌や空間などといった資源の要素とその利用方法のことであり（日本生態学会 2004）、生物の多様性が増加すると、餌種や採餌場所といった資源の利用の仕方（ニッチ）が異なる生物が含まれるようになる。そのため、生物の多様性が増加すると、ある資源がくまなく利用されるようになり、機能による効果、すなわちサービスが増加すると考えられる（ニッチ効果）。ニ

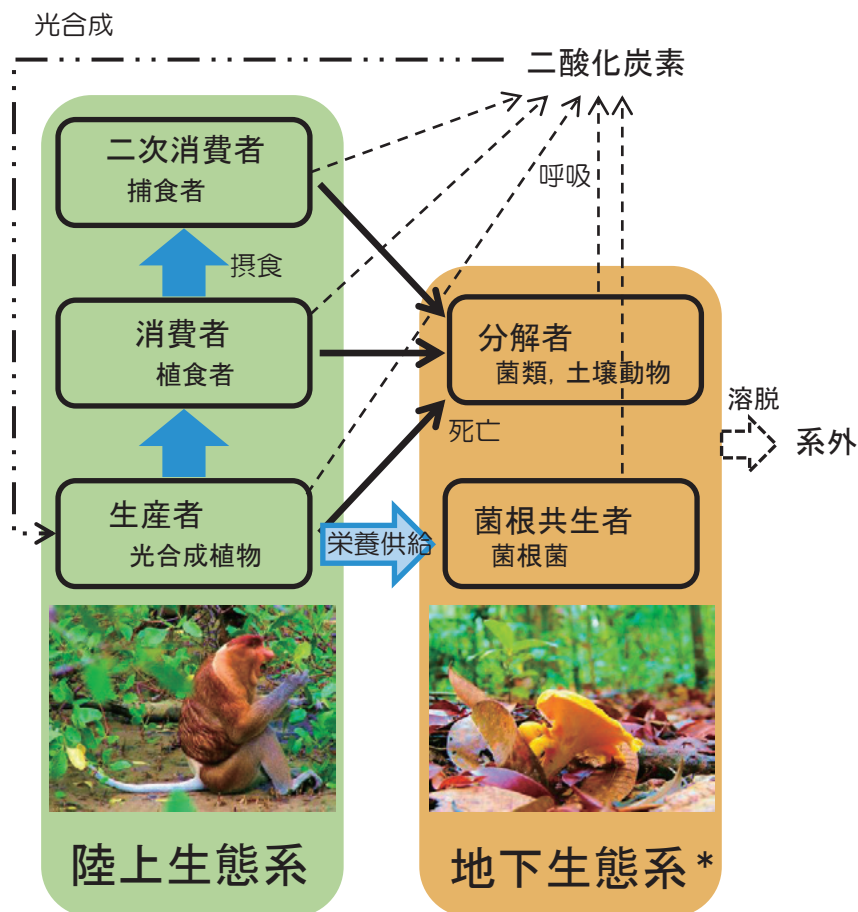


Fig. 2. 森林における陸上生態系と地下生態系における炭素の流れ (炭素循環)
加賀田 (2008) の図を加筆し改変した。
* 地下生態系には地表も含む。

ッチ効果と次に説明する促進効果は、生物多様性が生態系機能の向上に及ぼす本質的なメカニズムと認識されており、両者を併せて相補性効果と呼ぶ (Loreau et al. 2001, 宮下ら 2012)。促進効果とは、ある種がいることで別種も資源を利用できるようになった結果、より高い機能が発揮されるというメカニズムである。また、生物多様性が増加するに従い機能的に優れた種が群集に含まれる可能性が高くなり、さらにその種が優占的になることで生態系の機能が增加するという選択効果と呼ばれるメカニズムもある (Aarssen 1997, Doak et al. 1998, 宮下ら 2012)。

このようなメカニズムの解明によって、生態系に含まれる種数を増やすことが重要なのか (選択効果を重視)、生物間相互作用を重視し生物の群集組成に注目すべきなのか (相補性効果を重視) といった管理手法の開発に重要な知見が得られると考える。ヨーロッパで広域に行われた草本植物の多様性とバイオマスの関係を調べた実験では、選択効果は全体としてはほとんど影響を与えていなかったのに対して、相補性効果は全体としてほぼ正の影響を及ぼしていた (Loreau and Hector 2001)。また、Cardinale et al. (2007) は 44 例

の実験結果を解析し、相補性効果は選択効果と同じかそれ以上に寄与し、実験期間が長ければ長いほど相補性効果の寄与が高まることを示した。いずれのメカニズムでも時間的に効果の強さが変化することがあり、生物多様性と生態系機能の関係については短期的なスケールよりも長期的なスケールで評価する方が妥当と考えられている (宮下ら 2012)。森林施業においてどちらの効果をより重視すべきかについては、生物多様性と生態系機能の研究は定量的なデータが少なく、また長期継続調査も少ないことから、発展段階にあるといえる。

3. 蓄積された炭素が支える生物の多様性

森林生態系では、植物が生産する有機物は他の生物によってほとんど餌として利用されないが、住み場所として重要であるという特徴をもつ (武田 1992)。樹高が 60m を超えるような超高木をもつ熱帯雨林から我々の周囲の森林にいたるまで、植物が作り出す複雑な三次元構造は生物に多様なハビタットを供給している (Fig.3)。また樹木は枯死後も長期間にわたって、コケや腐朽菌類、昆虫などによって利用される。本章

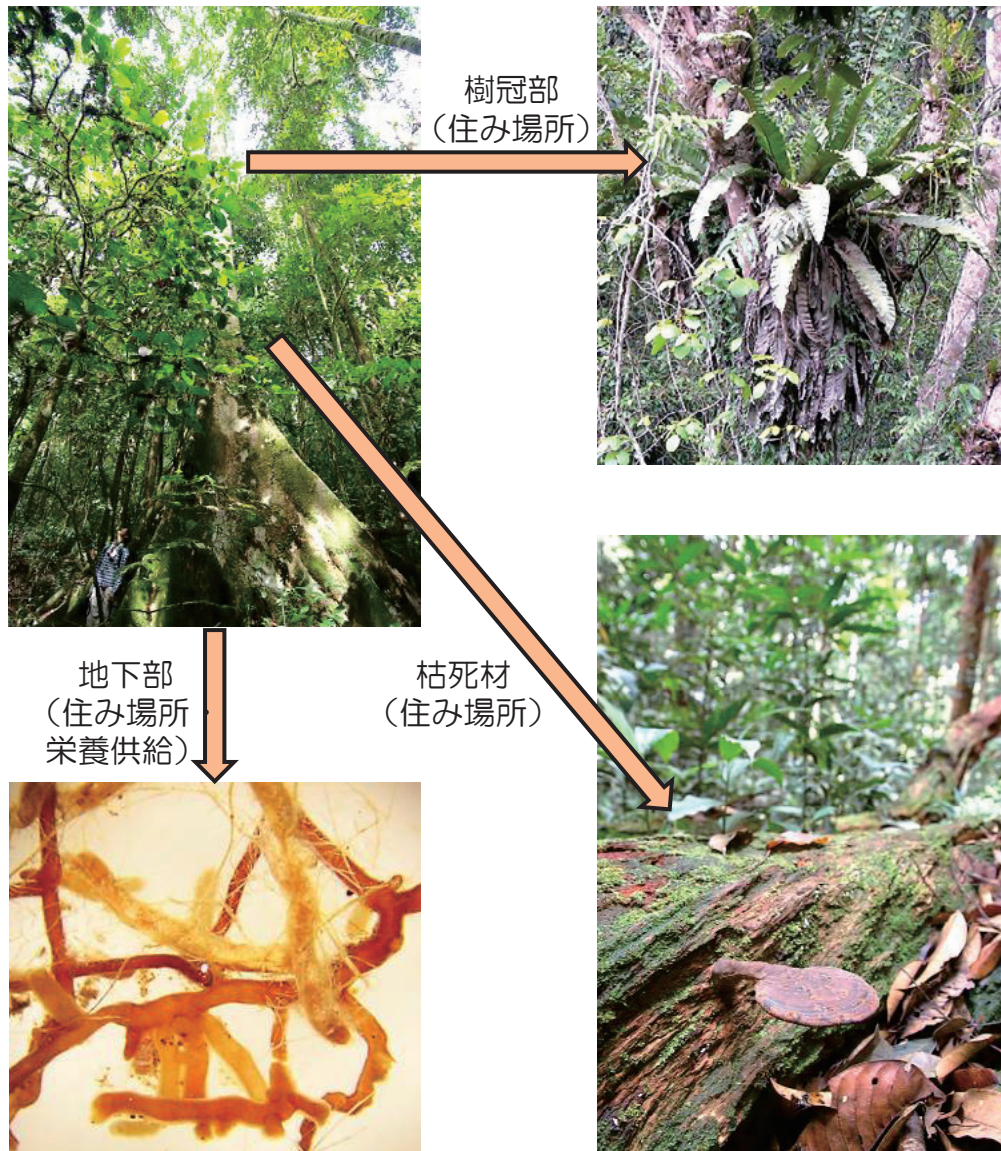


Fig. 3. 植物が他の生物に提供するハビタット
森林において樹木は3次元構造を形成し(左上)、樹冠部を着生植物などに利用される(右上)。地下部では根と菌が一体となった構造である菌根を形成している(左下)。樹木個体が死亡した後は、菌類や蘚苔類によって利用される。

では、森林において1) 生木、2) 粗大枯死材、3) 堆積有機物と土壌圏がどのように生物多様性を支えているかを述べる。

3-1. 生木の構造と地上部の生物の多様性

地球上には単一の樹種からなる森林から、1ha中に300種以上の木本植物が共存する極めて多様性の高い森林まで(ホイットモア 1990)、様々な森林が存在する。これらの森林を構成する樹木は、光エネルギーを取り入れるために他の樹木個体よりも高い位置に葉を形成したり、木漏れ日を効率よく得るために葉を水平方向へ展開したりと、種ごとに様々な戦略を持っている。樹木の最大樹高は種によって異なることから、樹種が豊富な森林では複雑な階層構造を持つこと

が期待される。最も階層構造が発達している熱帯雨林では、林床植物、低木、亜高木、高木、超高木などが幾重にも層をなしている。このため林内に微気候などわずかな環境の差異が生じ、昆虫(Kato et al. 1995 など)や小型節足動物(Walter and Behan-Pelletier 1999, Karasawa and Hijii 2008)、哺乳類(Vieira and Monteiro-Filho 2003)などの群集に垂直的な階層構造が認められる。階層構造が複雑化するに従い、そこに生息する生物の多様性も増加する(MacArthur and MacArthur 1961, MacArthur et al. 1966, 石井 2011)。また森林構造の複雑性と生物多様性の関係が、森林の総一次生産量(光合成産物の総量)の多寡によって変化する例が示されている(Verschuyt et al. 2008)。

頑強な樹幹は他の生物が直接的に利用する生息場所

(ハビタット)を提供している。例えば枝分かれした部分などには落葉の分解物などが蓄積することがあり、これを利用するササラダニなどの土壌動物が認められる。このような樹幹の途中に生息する土壌動物には土壌中には認められないものが含まれることから、樹上のハビタットが森林の生物多様性を高めているといえる (Karasawa and Hijii 2006)。また着生植物の一つである地衣類はカナダにおけるカリブーなど希少種や絶滅が心配される動物にとって重要な餌資源であるが、これらを維持するためには複雑な階層を持つ老齢林の保全が必要であるが明らかになっている (Servheen and Lyon 1989, Esseen et al. 1996)。

3-2. 粗大枯死材を利用する生物の多様性

土壌表層部の枯死有機物はリターと呼ばれるが、そのうちの枯死木や根株などとりわけ大型のものは粗大枯死材と呼ばれる。生立木の樹幹は大量のバイオマスを有するが、様々な防御物質を持つため、樹幹を栄養源として利用しようとする生物にとって容易に利用できる資源ではない。また、難分解性の物質により構成されており、栄養源として利用できる生物は一部である。しかし折れたり根から倒れたりして枝や幹が枯死し防御機構が働かなくなると、これらの粗大枯死材はコケ類、木材腐朽菌類、材食性昆虫などの多様な生物によって利用されるようになる (Elton 1966, Siitonen 2001, Siitonen et al. 2001, Stokland et al. 2012)。木材腐朽菌では、単木レベルでは材のサイズや樹種、腐朽段階が (Heilmann-Clausen et al. 2005, Yamashita et al. 2010)、林分レベルでは植生や粗大枯死材の量が (Hattori 2005, Junninen et al. 2006, Yamashita et al. 2008)、群集の種構成や多様性と関係し、しばしば粗大枯死材のサイズや量と木材腐朽菌の多様性との間には正の相関関係が検出されている。材の腐朽の進行の程度は木材腐朽菌 (Fukasawa et al. 2009) 以外にも、蘚苔類や節足動物などに影響を及ぼしている (Bunnell and Houde 2010)。各分類群の中でも木材の分解に対する反応は機能群によって異なり、節足動物では材が分解されるに従い木材食昆虫の優占度が減少し、菌食性昆虫や腐食性昆虫、これらの寄生者の優占度が増加したことが報告されている (Vanderwel et al. 2006)。粗大枯死材の量だけでなく腐朽の進行度合いなどの質もまたそれを利用する生物群集に影響を及ぼしているため、林分レベルでは粗大枯死材のサイズや質の変異に富んだ森林でこれらを利用する生物の多様性も維持されると考えられている (Lonsdale et al. 2008)。

さらに粗大枯死材を利用する生物は他の生物によっても利用される。例えば、菌類の子実体は様々な生物によって利用されるが (Yamashita and Hijii 2003)、多孔菌類の子実体 (いわゆるサルノコシカケ類) では日本から 200 種以上の甲虫が報告されている (説

田 1993)。さらに菌食性のダニ類 (Okabe and Amano 1992, 1993) や昆虫の寄生者 (Yorozuya 2006) も含めると複雑な食物網を構成する多様な生物が木材遺体に依存していることになる。立枯れ木や大径木の枯死部 (樹洞など)、根株などは、様々な生物に餌のみならず巣場所を提供する (Harmon et al. 1986, Hodge and Peterken 1998, Kotaka and Matsuoka 2002 など)。たとえば北米ではキクイムシによる樹木の大量枯死によって餌や巣場所が増加して鳥の多様性が増加したが、その後定期的な資源供給がなかったため、一気に減少に転じた (Martin et al. 2006)。

粗大枯死材に依存する生物には大径木などの特定のサイズや腐朽段階の粗大枯死材を必要とする生物もあり、これらは近年老齢林の減少に伴う個体数の減少や地域的絶滅が懸念されている (Kouki et al. 2001, Siitonen et al. 2001)。このような特性を持つ生物の多様性を維持するうえでは、森林内に多様な木材遺体を残すだけでなく、景観レベルでの粗大枯死材供給源 (老齢林など) の連結性も考慮する必要がある (McGee et al. 1999, Jonsson 2000, Komonen et al. 2000)。

3-3. 堆積有機物と土壌圏における生物の多様性

森林の土壌には落葉や落枝などの枯死有機物が大量に存在しており、3m 深までにある全炭素量の約半分が、粗大枯死材も含めた表層 1m までに存在している (Jobbágy and Jackson 2000)。落葉落枝などが供給される速度は森林によって異なり、亜寒帯常緑針葉樹林で記録された 2.43Mg/ha/yr から熱帯季節林の 9.45Mg/ha/yr まで幅がある (米田 2012)。土壌中には例えば温帯では、1m² の森林土壌に 1000 種を超える無脊椎動物が生息し、その 1g 中には 4000 種以上のバクテリアと 2000 種程度の菌類が生息しているといわれている (Decaëns 2010)。これらの生物の多くは枯れ枝や小枝などの木材遺体を分解している。落葉落枝は、ミミズなどの大型土壌動物やダニ、トビムシなどの中型土壌動物による破碎作用を受けたのち、菌類に分解されて無機物に変化する (無機化)。毒性の高い物質に対する分解作用は、工業的な (無生物的な) 分解よりも、生物を介した場合の方が毒性の低い化合物になる傾向があるといわれており、生物分解は重要な生態系サービスである (Pimentel et al. 1997)。

森林の土壌は落葉落枝などが堆積した有機物層 (リター層、Litter layer; F 層 = 腐葉層、Fermentation layer; H 層 = 腐植層、Humus layer に分けられる) と、岩石などが風化してできた鉱質土層に二分され、土壌の垂直構造はトビムシ (Takeda 1987) やミミズ (Tsukamoto and Sabang 2006) といった土壌動物の空間分布様式と密接に関係している。植物群集は落葉落枝の質や量、供給量の季節的な変動パターンなどを介して土壌動物相に影響を与える。植物群集が土壌動物

群集に対して影響を及ぼすメカニズムについては今のところよくわかっておらず、植物群集による生息地の構造的な改変の影響と生産性やストレス等の変化を介した影響とを分離する必要があるとの指摘がある (Decaëns 2010)。また植物の群集構造によって多様性だけでなく、植食者、捕食者、分解者などの土壤動物の機能群の構成も変化する (Hasegawa et al. 2006, Eisenhauer et al. 2011a)。さらには土壤中に生息している動物が植物の根を摂食することで特定の植物が優占的になることを抑制し、植物群集内の均衡度を高めるといった地上部への影響も報告されている (De Deyn et al. 2003)。

4. 生物の多様性が炭素循環に与える影響

森林は炭素を吸収し蓄積する吸収源 (カーボンシンク carbon sink) としての機能と、炭素を放出する排出源 (カーボンソース carbon source) としての機能を併せ持つ。炭素吸収能は、純一次生産効率で評価することができる。生態系において有機物を生産する植物 (生産者と呼ばれる) の多様性と物質循環に関する機能との関係については多くの研究が行われてきた。陸域だけでなく、水域なども含めた全生態系を概観すると、1) 生態系内に含まれる種数が減るほど、生産者の

現存量が減少する、2) 生産者の多様性が増加するに従って分解速度が増加する、3) 時空間的スケールの増加に伴い生物多様性の効果が増加する、ことが明らかになっている (Cardinale et al. 2011, Table1)。本章では、森林生態系において生物の種多様性が炭素循環とどのような関係にあるのかについて、炭素の吸収と蓄積、放出過程にわけてまとめる。

4-1. 炭素吸収および蓄積における植物および菌の多様性の効果

植物は光合成によって二酸化炭素を固定するが、その能力は個々の植物によって異なる。従ってある植林地の二酸化炭素吸収効率を最大化しようとした場合、成長速度の速い種を1~2種を選んで植栽することが最も効率的に思える。このような植物の多様性と炭素吸収および蓄積 (純一次生産量および現存量が指標として用いられる) に関する仮説は、操作実験や測定が行いやすい草本生態系を中心に検証されてきた。また、森林は皆伐後、一時的に草地群集になるため、草本生態系の動態を理解しておくことは土地利用管理の点からも極めて重要である。そこで本節では、主として草地生態系で行われた研究例を先に紹介し、次いで森林生態系で行われた研究について紹介していく。

Table1 これまでに検証されてきた生物多様性と炭素循環に関する生態系プロセスの関係についての仮説

検証されてきた仮説	支持の有無と強さ
生産者の多様性はどのように生態系の効率と生産力に影響するのか？	
すべての種の損失は生産者の現存量を減少させる	強い支持
すべての種の損失は一次生産者による無機栄養を吸収する効率を低下させる	強い支持
すべての種の損失は一次生産速度を減少させる	弱い支持
多様性の影響は空間的にはより広く、時間的にはより長いほど影響が強いのか？	
多様性の効果は実験期間が長くなるに従い増加する	強い支持
多様性の効果は空間的スケールが広くなるに従い増加する	支持
一次生産者の多様性はリター分解に影響を及ぼすのか？	
一次生産者の多様性が増加するに従い分解速度が増加する	弱い支持

Cardinale et al., 2011 より一部抜粋した。森林以外の生態系 (湖沼、草地など) も含む。

草地に関しては概ね植物種数が豊富であるほど炭素吸収・蓄積の機能が高いという測定結果が得られている (Tilman et al. 1996, Flombaum and Sala 2008)。パタゴニアの草原 (ステップ) での測定結果では、植物種の多様性が高いほど炭素吸収能が高かった (地上部の純一次生産量が増加) (Flombaum and Sala 2008)。この関係は、植物を植えた操作実験区の間では種多様性の高い実験区で、実験区と自然植生ではより種多様性の高い自然植生で、それぞれ炭素吸収能が高かった。植物の種数が豊富であるとニッチ効果や促進効果といった相補性効果が働き、炭素吸収が高まったと考えられる。それに加えて実験区を含む人工的な生態系では、植栽される植物が地域の環境に適応していなかったことや、ニッチ効果が現れるにはある程度長い時間経過が必要であるといった要因によって、自然生態系よりも生産性が低かった可能性が示唆されている。

限られた植物種を用いた野外での操作実験では、植物の種数が多いほど植被率や地上部バイオマスが上昇し相補性効果が示唆されたほか、光合成能力が高い C4 植物や窒素利用効率が高いマメ科植物を群集に加える実験によって、無機物を利用する方法の多様性の重要性も示唆されている (Tilman et al. 1996, 1997)。植物種数と炭素吸収・蓄積機能に正の相関が見られるメカニズムについては、選択効果については不明確であるものの相補性効果は概ね支持されている (Hector et al. 1999, Loreau and Hector 2001)。野外実験では用いられる種数が少ないことや限られた地域での結果であることといった制限はあるが、種数の多寡それ自体よりも、植物群集内の機能群の多様性や、種組成のほうに炭素吸収・蓄積機能に及ぼす影響が大きいことがわかってきた (Hooper and Vitousek 1997, Hector et al. 1999, Díaz and Cabido 2001, Petchey and Gaston 2002)。

ここまでは地上部バイオマスに着目してきたが、植物は地下部にも根として炭素を蓄積している。そこで引き続き草本生態系における植物種の多様性と地下部の炭素蓄積の関係をみていくことにする。草本群集では、地上部現存量の場合と同様に、植物の種多様性は地下部の有機物量とも正の相関があるといわれている (Tilman et al. 2002)。また、Fornara & Tilman (2008) が 12 年間にわたって行った実験では、種多様性そのものに加え、植物の種構成、特にマメ科の存在が地下部現存量に影響していることが明らかになった。しかしながら、植物の多様性の影響の強さは地域によって異なることが指摘されているだけでなく (Spehn et al. 2005)、植物の多様性は根のバイオマスや土壤動物の密度などに影響していないという報告もあり (Gastine et al. 2003)、必ずしも明確な結論が得られていない。なお、土壌中の有機物由来の炭素量に対しては、植物の種数や種構成が関係するとした研究結果があるが

(Steinbeiss et al. 2008, De Deyn et al. 2009)、草本群集から木本群集までを含んだ研究では、リターの CN 比や根の現存量がどの程度あるかの方が地上部の植物の種数よりも重要であるとした研究結果もある (Zhang et al. 2011)。このように地下部に蓄積された炭素量に対して植物の多様性がどのような役割を果たしているかについては明確な結論が得られていない。

このように草本生態系では種組成がすくなくとも地上部の炭素吸収と蓄積に大きな影響を及ぼすことが示されつつあるが、森林生態系ではどうだろうか。森林は他の植生タイプと異なり、バイオマスが地上部に集中している場合が多い。例えば、地上部現存量が現存量全体に占める割合をみると、ツンドラでは 13%、温帯の草原では 21% と低い値をとるが、熱帯林では 75-84%、温帯林では 81-85% 程度と高い値をとる (Jobbágy and Jackson 2000)。そこで草本生態系と同様に、地上部現存量、地下部現存量の順に植物の多様性との関係をみることにする。樹木の種の豊富さと炭素貯留量との間には、正の相関があると考えられている (Thompson et al. 2009)。Kale and Roy (2012) はインド中央部にある混交林など 2 種から 19 種の植物を含む自然林 29 カ所で木本植物の種多様性と純一次生産量の関係を調べ、種多様性と純一次生産量の正の相関を明らかにした。さらにマメ科植物であるアセンヤクノキ *Acacia catechu* を含む優占種 4 種はバイオマスの増加量の 65% を占めており、他の成長速度の速い植物の存在とともに純一次生産量を増加させていた。このように種組成が純一次生産量を増大させるためには重要であると筆者らは述べている。また人工林では、樹種が単一よりも樹種数が多い方が収量や胸高直径が増加したという報告がある (Erskine et al. 2006, Piotto 2008, Ruiz-Jaen and Potvin 2011)。このうち、14 の研究事例に対してメタ解析を行った Piotto (2008) は、窒素固定植物による促進効果の影響が重要であることを指摘している。

このようなサイトレベルの研究からは、森林生態系においても植物の種多様性と純一次生産量の間には正の相関関係が報告される一方、複数の地域で反応を比較した研究からは植物の種多様性と純一次生産量の間の関係は気温が低い地域では負の相関関係に、ある程度的高温となる地域では正の関係になることが報告されている (Costanza et al. 2007)。サイトスケールと地域スケールでは必ずしも同じ結果ではなかったことから、空間スケールの取り扱いには注意が必要である。植物群集の空間的な変異はたとえ狭いスケールでも影響が大きいことがあり、パナマの San Lorenzo 国立公園内の野外調査では、種数だけでなく林内の空間構造も地上部現存量の増加に影響していた (Ruiz-Jaen and Potvin 2010)。また同じくパナマの森林では、種数の増加に伴う現存量の増加は人工林では検出されたが、

原生林では明確ではなかった (Ruiz-Jaen and Potvin 2011)。このような森林タイプ間の差は、原生林では常に種数が余剰にあるため種数による差が検出しにくいことのほかに、調査が行われた人工林では原生林に比べて窒素濃度が低かったため窒素固定を行う植物の多様性の効果が検出されやすかったことも原因であろうと指摘されている。また、森林を構成する樹木は種ごとの現存量の差が著しく (Kirby and Potvin 2007)、現存量増加への貢献は樹種による違いが大きいため、樹木の種多様性を増加させることで得られる効果は一般化しにくい。そのため、補植による多様性増加 (enrichment planting) が炭素貯留を増加させる効果については、必ずしも期待できるわけではないことに留意すべきである。樹木種絶滅シナリオに基づくシミュレーションからも、熱帯の炭素蓄積における種構成の重要性が示唆されている (Bunker et al. 2005)。種構成の効果は、攪乱後に形成された森林でも認められている。Wardle et al (2012) は、植物の種構成と攪乱後の年数が地上部、地下部のいずれの炭素蓄積量にも影響を及ぼしていることを示し、攪乱後の時間経過とともに、炭素を保持していく特性の強い種が増えたためにバイオマスも変化したものと説明している。なお彼らの研究では、種数は地下部および生態系全体の炭素蓄積量とは正の相関を示したが、地上部現存量とは負の相関を示した。その要因としては、土壤の肥沃さが関係しているものとされている。種数と地上部現存量との間に正の相関が見られない場合の理由としてはこのほかにも、相互関係が線形ではなく一山型などの反応を示すこと、植物の炭素吸収能の差異などが考えられている (Waide et al. 1999, Mittlebach et al. 2001)。このように森林生態系では種多様性よりも種組成の方がより重要である可能性が指摘されつつあるが、研究例が少ないため結論を出すのは早計と考える。

ここまでは植物の多様性と炭素蓄積の関係をみてきたが、地下部では、植物と相利関係にある生物の多様性もまた、植物の地上部現存量に影響を及ぼすと考えられる。菌根菌やある種のバクテリアは、窒素やリンといった植物の成長に必須な物質を供給することで植物バイオマスの増加を促進するが、このような生物は土壤中で高い種の多様性を示す (Hobbie and Hobbie 2006, van der Heijden et al. 2008, Yamashita et al. 2012)。菌根菌の種多様性の増加に対して、根の現存量の増加と枝の現存量の減少が同時に起こり全体として現存量は変化しなかったという報告もあるが (Baxter and Dighton 2001)、地下部や地上部の現存量が増加した例も多く報告されている (van der Heijden et al. 1998, Maherali and Klironomos 2007, Wagg et al. 2011)。これは菌の種数が増加するにしたがって、効率的に養分吸収が行われたためと考えられる。全体的に見ると、菌根菌の多様性が植物の地上部現存量に及

ぼすメカニズムとして、選択効果と相補性効果の両方が働いていることがわかっている (Wagg et al. 2011)。しかし菌類も植物と同様に機能とその程度が種によって異なる上、同一種内でも菌株ごとに養分吸収効率や菌糸成長量の変異が大きいため、実験に用いた菌株の種類によって結果が異なる可能性があることに留意しておく必要がある (Munkvold et al. 2004)。

地下部に棲息する生物はそれ自体がある程度炭素貯留に貢献している。すなわち菌根菌は植物バイオマスに影響を与えるだけでなく、菌糸体そのものが土壤有機物として地下部に貯蔵される。植物の根における主要な菌根菌である AM 菌根菌の菌体量は、土壤中の炭素量の約 4 – 5% にあたると考えられており (Rilling et al. 2001)、物質循環だけでなく炭素蓄積においても森林生態系で重要な役割を果たしている (Rilling 2004)。土壤中の菌類の多様性が増加するにしたがって、土壤有機物の分解速度は増加し、菌糸体量も増加することが実験的に示されている (Setälä and McLean 2004)。

4 – 2. 炭素放出における生物多様性の役割

湿潤な環境下にある十分に林齢の高い森林で蓄積された有機物が 95% 分解されるまでに要する時間は、熱帯多雨林では 6 年から 30 年、温帯照葉樹林では 33 年から 95 年、温帯落葉広葉樹林では 50 ~ 150 年、そして亜寒帯常緑針葉樹林では 100 年から 300 年程度とされる (依田 1971)。枯死有機物はミミズやダニ、昆虫といった土壤動物による破碎作用を受けたのち、菌類やバクテリアにより更に無機物にまで分解される (菱 2012)。この生物による分解過程を腐食連鎖系と呼ぶ。粗大枯死材は腐朽材食性昆虫などが一部を破碎し、主に木材腐朽菌が分解を担う。木本植物の体はセルロース、ヘミセルロース、リグニンといった難分解性の物質で構成されている。セルロースとヘミセルロースは多糖類の重合体、リグニンはフェノール化合物の重合体であり、これらは菌類やバクテリアによって分解される。そのため腐食連鎖系において菌類やバクテリアは主要な役割を担っているといえる。森林生態系においては、一次生産物の 90% 近くは植食者などに利用されることなく、腐食連鎖系へ直接加わるため (Cebrian 1999)、分解者の機能を理解しておくことは炭素放出の過程を理解するうえで重要である。

分解系における生物多様性と炭素放出の関係は、炭素蓄積の場合と比べ、より複雑である。そこで枯死有機物の多様性、分解者である動物と菌類の多様性、生きた植物の多様性 (分解に関わる土壤中の化学物質を利用したり排出したりする) に分けて概説する。リターに含まれる枯死有機物、とくに植物遺体の種の多様性と分解速度の間には、明確な定量的関係が検出されていない (Naeem et al. 1994, 1995, Wardle et al. 1997,

Mikola and Setälä 1998, Hector et al. 2000, Spehn et al. 2005, Srivastava et al. 2009)。これは地域による気温などの気象条件や分解者群集の違い、植物種間での化学成分の違いなどの生物的・非生物的な多数の要因が複雑に関わるためと推測される (Madritch and Cardinale 2007)。たとえばヤスデやミミズなど摂食量の大きい生物が生態系内にいる／いないが、直接的にあるいは菌類を通して間接的に分解速度に大きな影響を与える (Hättenschwiler and Gasser 2005, Hättenschwiler et al. 2005)。また、基質である有機物の多様性に対して分解者群集は 4～6 年遅れて反応することも、影響の検出を困難にしていると考えられる (Eisenhauer et al. 2011b)。

分解者の多様性については腐朽菌類の多様性が増加するに従って、分解速度も増加する例 (Dobranic and Zak 1999, Setälä and McLean 2004)、分解速度は減少する例 (Fukami et al. 2010)、変化しない例 (Dang et al. 2005) がそれぞれ知られている。それぞれの結果については実験手法、群集の種組成、初期に定着する菌の種類など様々な要因が考えられるが、種数が増加するに従って相補性効果という正の影響だけでなく、生物間の競争による負の影響も顕在化すると考えられる (Hättenschwiler et al. 2005, Casula et al. 2006, Fukami et al. 2010)。土壌動物でも種の多様性が増加するにしたがって分解速度が増加することもあれば、そのような関係が認められないこともあり、菌類と同様の要因が関わると考えられる (Heneghan et al. 1999, Irmiler 2000)。土壌動物は分解に対して重要な役割を果たしているが、リターの質の違い、微生物との相互関係や温度の影響を強く受けることから分解速度の違いを土壌動物の多様性だけで説明することは難しいだろう (Gartner and Cardon 2004, Wall et al. 2008, Powers et al. 2009)。

生態系内の生きた植物の多様性が有機物の分解に及ぼす影響も明確ではない (Naeem et al. 1994, Hector et al. 2000, Spehn et al. 2005, Scherer-Lorenzen 2008)。植物の多様性に対して土壌動物は単純な反応は示さないようである。このことは土壌生態系では広食性の種や雑食性の種が極めて多いことや、間接的な生物間相互作用が卓越しているために、多様性の効果が表れにくいと考えられている (Setälä 2002, Milcu et al. 2006)。一方で、植物の多様性は植物の生産量の増加を介して土壌中の微生物による分解活動を活性化させることが報告されている (Zak et al. 2003)。植物バイオマスが増加するに従い、土壌水分や pH が変化することで微生物相が変化するというメカニズムが検討されたものの明確には支持されず、リター供給量が増えることが主たる要因と考えられた (Zak et al. 2003)。アマゾンで行われた研究では、リター分解がリターを

供給する樹木の長期的な生存期間によって左右されており、ある特定の樹木が長期間にわたってリターを供給することで、特定の形質をもったリターに適した分解者群集になるような選択圧をかけているとみなされている (Barantal et al. 2011)。このことから、分解プロセスへの影響でも長期的な効果を検討する必要性がある事を示している。

生物分解は、最終的に炭素を大気中に放出する過程である。実験環境下では土壌中の菌の多様性は 10 種前後が閾値となって、二酸化炭素放出量を増加から安定へと変化させるらしい (Setälä and McLean 2004, Nielsen et al. 2011)。土壌中の生物多様性はこれよりも極めて高いが、分解における種組成の重要性が明らかになっているように (Giebelmann et al. 2010, Barantal et al. 2011)、野外では炭素循環において重要な働きをする種が消失するような種構成の変化が、炭素循環に大きな影響を与えるだろう (Allison and Martiny 2008, Parker 2010, Nielsen et al. 2011)。

5. 生物多様性と炭素蓄積のモニタリングと今後の展望

ここまで生物多様性が炭素蓄積とどのような関係にあるかについてみてきたが、林分や地域といった比較的小さな空間スケールにおいては、炭素蓄積に対して、種の多様性だけでなく種構成や生物以外の要因も関係していることがわかってきた。空間スケールを全球レベルまで広げると、純一次生産効率はアマゾン、アフリカ中央部、東南アジア島嶼部を中心とした熱帯林で高い (Melillo et al. 1993, Huston and Wolverton 2009, Beer et al. 2010)。熱帯林は呼吸や分解による炭素の放出量も大きく、生物多様性も炭素貯留機能も高い森林といえる (Lal 2005, Strassburg et al. 2010, Malhi 2012)。熱帯林の急激な減少に対しては、様々な対策が考案されてきた (Achard et al. 2002, Niessen et al. 2002, Santilli et al. 2005 など)。炭素貯留の観点からは、開発途上国の森林減少や劣化による温室効果ガスの排出削減への取り組みを経済的に支援する REDD (Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation) プログラムがあるが (松本 2010, 百村・横田 2010)、現在このプログラムは REDD+ として拡張されている。REDD+ とは森林減少・劣化の抑制に「森林保全、持続可能な森林経営および森林炭素蓄積の増加」が加えられたもので、生物多様性を含む環境や社会・経済への悪影響の予防と望ましい影響を増大させるための政策・施策 (セーフガード) を促進・支援することを目的とする (UNEP 2012)。国連環境計画－世界自然保護モニタリングセンターは 2010 年の国連気候変動枠組条約の COP16 (カンクン会議) での合意をうけて、2011 年 5 月に生物多様性保護条項実施に向けたガイドラインを策定した。そのガイドライン

の付属書「REDD+ イニシアチブにおける生物多様性セーフガードを適用するための実務ガイドライン」には、天然林と生物多様性の保護に合致した行為が必要であり、この行為は社会や環境の便益を高めるものでなければならないことが明記されている (Epple et al. 2011)。またこれらの行為は天然林の転換に関わるものではないこと、天然林とその生態系サービスの保全および保護にインセンティブを与えるものでなければならない事も記されている。この付属書では、REDD+ プロジェクトの実施による生物多様性へのインパクトについてモニタリングを行い、解析していく必要が指摘されている (Epple et al. 2011)。

ここに掲げられたような生物多様性と炭素蓄積を同時に管理する仕組みが効果的に働いているのかを検証していくためには、様々な時空間スケールでのモニタリングが必要である。森林生態系の炭素蓄積量の推定には主に地上部現存量が指標として用いられ、計測には様々な手法が提案されているが、REDD+ を実施する対象国の実情に合わせた手法選択が求められる (Kiyono et al. 2011)。一方生物多様性の把握についても、様々な指標が開発されてきた (岡部・小川 2011)。森林面積が示す生息地の規模の推移 (2010 Biodiversity Indicators Partnership 2010) や遷移段階、森林タイプ、分断化や自然攪乱 (Rametsteiner 2005)、絶滅危惧種や侵入種 (Capistrano et al. 2005) などが主な指標として用いられてきた (Table2; Thompson et al. 2009, Gardner 2010, 岡部・小川 2011)。また種や種数のモニタリング結果を用いて生物多様性を評価するための指数として、Living Planet Index や Biodiversity Intactness Index, Red List Index などが開発された (岡部・小川 2011)。現状では、ある森林の炭素蓄積量の把握には地上部現存量、生物多様性の把握には種数という異なるモニタリングが行われる。しかしこれらと森林状態の指標 (例えば面積や林齢など) の間に相関関係が明らかになれば、両者を効率的に把握することができるだろう。そのためには、管理の対象となる地域で互いに共通する指標を探索することが必要だが、共通の手法を用いることでコストを削減できる可能性がある。例えば LiDAR は森林の3次元構造を把握できることから既に炭素蓄積量の推定に用いられているが、LiDAR により林冠構造を指標化することで、鳥類群集 (Müller et al. 2010)、クモ類群集 (Vierling et al. 2011)、鞘翅目昆虫群集 (Müller and Brandl 2009) の空間分布モデルの作成が可能になりつつある。共通指標の作成には、研究者間でデータの共有化などを進めるための体制の整備が必要であろう。

今後は生物多様性保全と炭素貯留の両者にとって好適な森林管理をめざし、両者間のトレードオフなどを含む研究が必要である (Paoli et al. 2010)。生物多様性

は微小な生息空間、林分、ランドスケープレベルから全球レベルまで様々なスケールで解析が可能になってきた (ターナーら 2001)。しかし生物多様性と生態系サービスとの関係は常に一定なものではなく、時空間スケールによって異なる可能性がある。例えば、炭素蓄積サービスと生物多様性の空間分布では、森林保護区域内外といった局所的なスケールでは一致し (Imai et al. 2009)、南アフリカ共和国全域といった広域スケールでは一致しない例 (Egoha et al. 2009) が報告されている。また生物多様性保全と炭素蓄積サービスについては、森林の重要性が時間的スケールで異なるかもしれない。すなわち生物多様性保全の観点からは老齢林保全の優先度が高いが、二酸化炭素吸収量からみると若齢林が重要と考えられてきた (例えば Gower et al. 1996, Binkley et al. 2002)。しかし老齢林でも攪乱により炭素吸収と呼吸量が平衡に達しない可能性が指摘されるようになり (Luyssaert et al. 2008)、今のところ議論が定まっていない。森林管理や国家戦略などの開発には、最適な時空間スケールで両者を評価することが重要であることから (Anderson et al. 2009, Guariguata and Balbanera 2009)、これからも基礎的な知見を積み重ねる必要がある。

生物多様性保全は森林生態系の持続性を保証するだけでなく、様々なサービスを減少させることなく持続的に維持する有効な森林管理手法であると認識されつつある (Foley et al. 2005, Chan et al. 2006, Nelson et al. 2009)。これまで森林における生物多様性と炭素貯留の減少は熱帯地域における問題とされることが多かったが (Bradshaw et al. 2009a)、北方林でも急速に森林面積が減少している現状から、炭素貯留量と生物多様性の両者を維持するための森林管理が全球的に必要性である (Bradshaw et al. 2009b)。本総説では、生物多様性の喪失は生態系プロセスを変化させ様々なサービスを劣化、消失させる可能性があることから、生物多様性保全はセーフガードであるとの観点で森林生態系を保全していく重要性を明らかにした。炭素蓄積と生物多様性によって有効な森林管理を進めるためには、両者の量的評価とこれに基づく順応的管理が不可欠である。さらに近年の理論研究によって、特定のタイプの生物間相互作用が失われると生態系が不安定になる可能性が示唆されている (Mougi and Kondoh 2012) ことから、今後は種の多様性だけでなく、生物がもつ機能や生物間相互作用の多様性にも注目して森林管理を進めることも必要となる可能性がある。リモートセンシングなどによる広域で精度の高い生物多様性の評価手法の開発、土地利用や気候の変化から将来の生態系サービスを予測するためのモデル開発、そしてそれを可能とするための生態系サービスの評価手法などの研究および技術開発が今後益々必要となるであろう。

Table2 生物多様性のモニタリングと指標

項目	見出し	指標	森林との 関係性*
2010 年目標 (2010 Biodiversity Indicators Partnership 2010)			
1.1	特定の生物群系、生態系および生息地の規模の推移		
1.1.1	森林面積と森林タイプの広がり	◎	
1.1.2	生息地の広がり	○	
1.2	種の豊富さと種の分布の傾向		
1.2.1	生きている地球指数	○	
1.2.2	全球の鳥類指数	○	
1.3	保護区の面積		
1.3.1	保護区的面積	○	
1.3.2	生物多様性の重ね合わせ	○	
1.3.3	管理の影響	○	
1.4	絶滅危惧種の状態の変化		
1.4.1	絶滅危惧種指数と 標本の絶滅危惧種指数	○	
1.5	遺伝的多様性の変化		
1.5.1	自生地の情報の収集	○	
2.1	持続的利用の面積		
2.1.1	森林の持続的利用の面積：認証	◎	
2.1.2	森林の持続的利用の面積：劣化と伐採	◎	
3.1	炭素固定		
3.1.1	炭素固定	◎	
4.3	生態系の分断化と結合		
4.3.1	森林の分断化	◎	
ミレニアム生態系アセスメント (Capistrano et al., 2005)			
	絶滅危惧種	○	
	侵入種	○	
	環境変動に素早く反応する種	○	
	管理下に置かれていない略奪や乱獲の恐れのある経済的に重要な種	○	
	生態系サービスを阻害する種	○	
	フラッグシップ種	○	
	生態系サービスを生み出す際の要素となる種の特徴を機能でまとめた種のグループ	○	
	特定の生態系と結び付きにある種のデータ、生態系あたりの絶滅危惧種の数	○	
	土地利用の変化、とくに変化の激しい生態系での状態	○	
	保護区の識別と面積	○	
森林認証のための MCPFE の指標 (Rametsteiner, 2005)			
	森林面積、樹木の種数や森林タイプによる分類	◎	
	同齢林もしくは異例林の更新面積、更新タイプによる分類	◎	
	森林面積、原生林か、半自然林か、人工林かによる分類	◎	
	導入種が優占する森林の面積	◎	
	立ち枯れ木と倒木の体積、森林タイプによる分類	◎	
	樹木の遺伝子資源の保護と利用のための管理面積、種子生産のための管理面積	◎	
	森林の被覆の景観レベルでのパターン	◎	
	森林の絶滅危惧種の数、森林の種の合計種数と連結し、IUCN のレッドリストのカテゴリに依って分類	◎	
	生物多様性保全、景観と自然の要素のために保護した森林の面積、MCPEE の保護カテゴリーに従う	◎	

*) ◎: 非常に関係のある、○: ある

謝辞

森林総合研究所温暖化対応推進拠点の鳥山淳平氏には論文執筆の初期の段階において、内容についてご意見をいただいた。本研究は環境省の環境研究総合推進費 (S9) による。

引用文献

- Aarssen, L. W. (1997) High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos*, **80**, 183-184.
- Achard, F., Hugh, E. D., Stibig, H.-J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T. and Malingreau J. -P. (2002) Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, **297**, 999-1002.
- Allison, S. D. and Martiny, J. B. H. (2008) Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *PNAS*, **105 Supplement 1**, 11512-11519.
- Anderson, B. J., Armsworth, P. R., Eigenbrod, F., Thomas, C. D., Gillings, S., Heinemeyer, A., Roy, D. B. and Gaston, K. J. (2009) Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *J Appl. Ecol.*, **46**, 888-896.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli D. and Schmid B. (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.*, **9**, 1146-1156.
- Barantal, S., Roy, J., Fromin, N., Schimann, H. and Hättenschwiler, S. (2011) Long-term presence of tree species but not chemical diversity affect litter mixture effects on decomposition in a neotropical rainforest. *Oecologia*, **167**, 241-252.
- Baxter, J. W. and Dighton, J. (2001) Ectomycorrhizal diversity alters growth and nutrient acquisition of grey birch (*Betula populifolia*) seedlings in host-symbiont culture conditions. *New Phytol.*, **152**, 139-149.
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Rödenbeck, C., Arain, M. A., Baldocchi, D., Bonan, G. B., Bondeau, A., Cescatti, A., Lasslop, G., Lindroth, A., Lomas, M., Luyssaert, A., Margolis, H., Oleson, K. W., Rouspard, O., Veenendaal, E., Viovy, N., Williams, C., Woodward, F. I. and Papale, D. (2010) Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, **329**, 834-838.
- Binkley, D., Stape, J. L., Ryan, M. G., Barnard, H. R. and Fownes, J. (2002) Age-related decline in forest ecosystem growth: an individual-tree, stand-structure hypothesis. *Ecosystems*, **5**, 58-67.
- Bradshaw, C. J. A., Sodhi, N. S. and Brook, B. W. (2009a) Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Fornt. Ecol. Environ.*, **7**, 79-87.
- Bradshaw, C. J. A., Warkentin, I. G. and Sodhi, N. S. (2009b) Urgent preservation of boreal carbon stocks and biodiversity. *Trends Ecol. Evol.*, **24**, 541-548.
- Bunker, D. E., DeClerck, F., Bradford, J. C., Colwell, R. K., Perfecto, I., Phillips, O. L., Sankaran, M. and Naeem, S. (2005) Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest. *Science*, **310**, 1029-1031.
- Bunnell, F. L. and Houde, I. (2010) Down wood and biodiversity — implications to forest practices. *Environ. Rev.*, **18**, 397-421.
- Cardinale, B. J., Wright, J. P., Cadotte, M. W., Carroll, I. T., Hector, A., Srivastava, D. S., Loreau, M. and Weis, J. J. (2007) Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *PNAS*, **104**, 18123-18128.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O' Connor, M. I. and Gonzalez, A. (2011) The functional role of producer diversity in ecosystems. *Am. J. Bot.*, **98**, 572-592.
- カーソン レイチェル (1962) (青樹築一訳, 1962) 沈黙の春. 新潮文庫, 358pp.
- Capistrano, D. Samper C. K., Lee, M. J. and Raudsepp-Hearne, C. (2005) Ecosystems and human well - being: Multiscale assessments (The Millennium Ecosystem Assessment series; vol. 4). Island Press, 388pp.
- Casula, P., Wilby, A. and Thomas, M. B. (2006) Understanding biodiversity effects on prey in multi-enemy systems. *Ecol. Lett.*, **9**, 995-1004.
- Cebrian, J. (1999) Patterns in the fate of production in plant communities. *Am. Nat.* **154**, 449-468.
- Chan, K. M., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C. and Daily, G. C. (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, **4**, e379.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E.,

- Mack, M. C. and Díaz, S. (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**, 234-242.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., Mooney, P. M. (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, 436pp.
- Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S. and Christopher, T. (2007) Biodiversity and ecosystem services: a multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecol. Econ.*, **61**, 478-491.
- Cracraft, J. (2002) The seven great questions of systematic biology: an essential foundation for conservation and the sustainable use of biodiversity. *Ann. MO Bot. Gard.*, **89**, 127-144.
- Dang, C. K., Chauvet, E. and Gessner, M. O. (2005) Magnitude and variability of process rates in fungal diversity-litter decomposition relationships. *Ecol. Lett.*, **8**, 1129-1137.
- De Deyn, G. B., Raaijmakers, C. E., Zoomer, H. R., Berg, M. P., de Ruiter, P. C., Verhoef, H. A., Bezemer T. M. and van der Putten, W. H. (2003) Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature*, **422**, 711-713.
- De Deyn, G. B., Quirk, H., Yi, Z., Oakley, S., Ostle, N. J. and Bardgett R. D. (2009) Vegetation composition promotes carbon and nitrogen storage in model grassland communities of contrasting soil fertilit., *J. Ecol.*, **97** 864-875.
- Decaëns, T. (2010) Macroecological patterns in soil communities. *Global Ecol. Biogeogr.*, **19**, 287-302.
- Díaz, S. and Cabido, M. (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.*, **16**, 646-655.
- Dirzo, R. and Raven, P. H. (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **28**, 137-67.
- Dixon, R. K., Brown, S., Houghton, R. A., Solomon, A. M., Trexler, M. C. and Wisniewski, J. (1994) Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, **263**, 185-190.
- Doak, D. F., Bigger, D., Harding, E. K., Marvier, M. A., O'Malley, R. E. and Thomson, D. (1998) The statistical inevitability of stability - diversity relationships in community ecology. *Am. Nat.*, **151**, 264-276.
- Dobranic, J. K. and Zak, J. C. (1999) A microtiter plate procedure for evaluating fungal functional diversity. *Mycologia*, **91**, 756-765.
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G. S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J. A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R. and Xenopoulos, M. A. (2006) Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*, **87**, 1915-1924.
- Egoha, B., Reyersb, B., Rougetc, M., Boded, M., and Richardson, D. M. (2009) Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biol. Conserv.*, **142**, 553-562.
- Ehrlich, P. R. and Wilson, E. O. (1991) Biodiversity studies: science and policy. *Science*, **253**, 758-762.
- Eisenhauer, N., Sabais, A. C.W. and Scheu, S. (2011a) Collembola species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. *Soil Biol. Biochem.*, **43**, 1697 -1704.
- Eisenhauer, N., Milcu, A., Sabais, A. C. W., Bessler, H., Brenner, J., Engels, C., Klarner, B., Maraun, M., Partsch, S., Roscher, C., Schonert, F., Temperton, V. M., Thomisch, K., Weigelt, A., Weisser, W. W. and Scheu, S. (2011b) Plant diversity surpasses plant functional groups and plant productivity as driver of soil biota in the long term. *Plos One*, **6**, e16055.
- Elton, C. S. (1966) *The pattern of animal communities*. Chapman & Hall, London. 432pp.
- Epple, C., Dunning, E., Dickson, B. and Harvey C. (2011) Making biodiversity safeguards for REDD+ work in practice -developing operational guidelines and identifying capacity requirements-. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Esseen, P. -A., Renhorn, K. -E. and Pettersson, R. V. (1996) Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecol. Appl.*, **6**, 228-238.
- Erschine, P. D., Lamb, D. and Bristow, M. (2006) Tree species diversity and ecosystem function: can tropical multi-species plantations generate greater productivity? *For. Ecol. Manag.*, **233**, 205-210.
- Flombaum, P. and Sala, O. E. (2008) Higher effect of plant species diversity on productivity in natural than artificial ecosystems. *J. Ecol.*, **105**, 6087-6090.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik,

- C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. and Snyder, P. K. (2005) Global consequences of land use. *Science*, **309**, 570-574.
- Fornara, D. A. and Tilman, D. (2008) Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *J. Ecol.*, **96**, 314-322.
- Fukami, T., Dickie, I. A., Wilkie, J. P., Paulus, B. C., Park, D., Roberts, A., Buchanan, P. K. and Allen, R. B. (2010) Assembly history dictates ecosystem functioning: evidence from wood decomposer communities. *Ecol. Lett.*, **13**, 675-684.
- Fukasawa, Y., Osono, T. and Takeda, H. (2009) Dynamics of physicochemical properties and occurrence of fungal fruit bodies during decomposition of coarse woody debris of *Fagus crenata*. *J. For. Res.*, **14**, 20-29.
- Gardner, T. (2010) *Monitoring Forest Biodiversity*. Earthscan, 360pp.
- Gartner, T. B. and Cardon Z. G. (2004) Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, **104**, 230-246.
- Gastine, A., Scherer-Lorenzen, M. and Leadley, P. W. (2003) No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Appl. Soil Ecol.* **24**, 101-111.
- Giebelmann, U. C., Martins, K. G., Brändle, M., Schädler, M., Marques, R. and Brandl, R. (2010) Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. *Appl. Soil Ecol.*, **46**, 283-290.
- Gower, S. T., McMurtrie, R. E. and Murty, D. (1996) Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trend. Ecol. Evol.*, **11**, 378-382.
- Guariguata, M. R. and Balbanera, P. (2009) Tropical forest service flows: improving our understanding of the biophysical dimension of ecosystem services. *For. Ecol. Manag.*, **258**, 1835-1829.
- 袴田共之 (2005) 陸域生態系をめぐる炭素循環, 木村眞人・波多野隆介編 “土壌圏と地球温暖化”, 名古屋大学出版会, 21-49.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack Jr., K. and Cummins, K. W. (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.*, **15**, 133-302.
- Hasegawa, M., Fukuyama, K., Makino, S., Okochi, I., Goto, H., Mizoguchi, T., Sakata, T. and Tanaka, H. (2006) Collembolan community dynamics during deciduous forests regeneration in Japan. *Pedobiologia*, **50**, 117-126.
- Hättenschwiler, S. and Gasser P. (2005) Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS*, **102**, 1519-1524.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A.V. and Scheu, S. (2005) Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems, *Annu. Rev. Evol. Syst.*, **36**, 191-218.
- Hattori, T. (2005) Diversity of wood-inhabiting polypores in temperate forests with different vegetation types in Japan. *Fungal Divers.* **18**, 73-88.
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.-D., Siamantziouras, A.-S. D., Spehn, E. M., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S. and Lawton, J. H. (1999) Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, **286**, 1123-1127.
- Hector, A., Beale, A. J., Minns, A. Otway, S. J. and Lawton, J. H. (2000) Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. *Oikos*, **90**, 357-371.
- Heilmann-Clausen, J., Aude, E. and Christensen, M. (2005) Cryptogam communities on decaying deciduous wood - does tree species diversity matter? *Biodiv. Conserv.*, **14**, 2061-2078.
- Heneghan, L., Coleman, D. C., Zou, X., Crossley, Jr., D. A., and Haines, B. L. (1999) Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: Tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology*, **80**, 1873-1882.
- 菱 拓雄 (2012) 分解者. 森林立地学会編 “森のバランス 植物と土壌の相互作用”, 東海大学出版会, 174-186.
- Hobbie, J. and Hobbie, E. A. (2006) ¹⁵N in symbiotic fungi and plants estimates nitrogen and carbon flux rates in arctic tundra. *Ecology*, **87**, 816-822.
- Hodge, S. J. and Peterken, G. F. (1998) Deadwood in

- British forests: priorities and strategy. *Forestry*, **71**, 99-112.
- Hooper, D. U. and Vitousek, P. M. (1997) The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, **277**, 1302-1305.
- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setaelae, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J. and Wardle, D. A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.*, **75**, 3-35.
- Huston, M. A. and Wolverton, S. (2009) The global distribution of net primary production: resolving the paradox. *Ecol. Monogr.*, **79**, 343-377.
- 百村帝彦・横田康裕 (2010) REDD+ の制度・政策. 森林科学, **60**, 19-23.
- Imai, N., Samejima, H., Langner, A., Ong, R. C., Kita, S., Titin, J., Chung, A. Y. C., Lagan, P., Lee, Y. F. and Kitayama, K. (2009) Co-benefits of sustainable forest management in biodiversity conservation and carbon sequestration. *Plos One*, **4**, e8267.
- IPCC 2006 (2006) IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme. In Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. and Tanabe, K. (eds). IGES, Japan.
- 石井弘明 (2011) 森林の垂直構造 ―樹木の光利用と林冠構造の発達―. 日本生態学会編 (正木 隆・相場慎一郎担当編集) “森林生態学”. 共立出版社, 111-121.
- Irmiler, U (2000) Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia*, **44**, 105-118.
- Jobbágy, E. G. and Jackson, R. B. (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.*, **10**, 423-436.
- Jonsson, B. G. (2000) Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *J. Veg. Sci.*, **11**, 51-56.
- Junninen, K., Similä, M., Kouki, J. and Kotiranta, H. (2006) Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography*, **29**, 75-83.
- 加賀田秀樹 (2008) 元素で読み解く食物連鎖. 大串隆之・近藤倫生・仲岡雅裕編 “生態系と群集を結ぶシリーズ群集生態学 4”. 京都大学学術出版会, 1-28.
- Kale, M. P. and Roy, P. S. (2012) Net primary productivity estimation and its relationship with tree diversity for tropical dry deciduous forests of central India. *Biodivers. Conserv.*, **21**, 1199-1214.
- Karasawa, S. and Hijii, N. (2006) Does the existence of bird's nest ferns enhance the diversity of oribatid (Acari: Oribatida) communities in a subtropical forest? *Biodivers. Conserv.*, **15**, 4533-4553.
- Karasawa, S. and Hijii, N. (2008) Vertical stratification of oribatid (Acari: Oribatida) communities in relation to their morphological and life-history traits and tree structures in a subtropical forest in Japan. *Ecol. Res.*, **23**, 57-69.
- Kato, M., Inoue, T., Hamid, A. A., Nagamitsu, T., Merdek, M. B., Nona, A. R., Itino, T., Yamane, S. and Yumoto, T. (1995) Seasonality and vertical structure of light-attracted insect communities in a dipterocarp forest in Sarawak. *Res. Popul. Ecol.*, **37**, 59-79.
- Kirby, K. R., and Potvin, C. (2007) Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *For. Ecol. Manag.*, **246**, 208-221.
- Kiyono, Y., Saito, S., Takahashi, T., Toriyama, J., Awaya, Y., Asai, H., Furuya, N., Ochiai, Y., Inoue, Y., Sato, T., Chann, S. Preap, S., Bora, T., Ito, E., Chairil, A. S., and Matsumoto, M. (2011) Practicalities of non-destructive methodologies in monitoring anthropogenic greenhouse gas emissions from tropical forests under the influence of human intervention. *JARQ*, **45**, 233-242.
- Komonen, A., Penttilä R., Lindgren, M. and Hanski, I. (2000) Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*, **90**, 119-126.
- Kotaka, N. and Matsuoka, S. (2002) Secondary users of great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*) nest cavities in urban and suburban forests in Sapporo City, northern Japan. *Ornithol. Sci.*, **1**, 117-122.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. and Uotila, A. (2001) Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape

- and habitat changes. *Scand. J. For. Res.*, **Supplement 3**, 27-37.
- Kumar, P. and Muradian, R. (2009) Payment for ecosystem services (ecological economics and human well-Being). Oxford University Press, 308pp.
- Lal, R. (2005) Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.* **220**, 242-258.
- Lonsdale, D., Pautasso, M. and Holdenrieder, O. (2008) Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *Eur. J. Forest. Res.*, **127**, 1-22.
- Loreau, M. and Hector, A. (2001) Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, **412**, 72-76.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. and Wardle, D. A. (2001) Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, **294**, 804-808.
- Luyssaert, S., Schulze, E. -D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P. and Grace, J. (2008) Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, **455**, 213-215.
- MacArthur, R. H. and MacArthur J. W. (1961) On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594-598
- MacArthur R., Recher, H. and Cody, M. (1966) On the relation between habitat selection and species diversity. *Am. Nat.*, **100**, 319-332.
- Madritch, M. D. and Cardinale, B. J. (2007) Impacts of tree species diversity on litter decomposition in northern temperate forests of Wisconsin, USA: a multi-site experiment along a latitudinal gradient. *Plant Soil*, **292**, 147-159.
- Maherali, H. and Klironomos, J. N. (2007) Influence of phylogeny on fungal community assembly and ecosystem functioning. *Science*, **316**, 1746-1748.
- Malhi, Y. (2012) The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. *J. Ecol.*, **100**, 65-75.
- 松本光朗 (2010) REDD+ の科学的背景と国際議論. *森林科学*, **60**, 2-5.
- Martin, K., Norris, A. and Drever, M. (2006) Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: implications for critical habitat management. *BC J. Ecosys. Manage.*, **7**, 10-24.
- McGee, G. G., Leopold, D. G. and Nyland, R. D. (1999) Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecol. Appl.*, **9**, 1316-1329.
- MEA (2005) Ecosystems and human well-being: policy responses, volume 3. Island Press, 621pp.
- Melillo, J. M., McGuire, A. D., Kicklighter, D. W., Moore, B., Vorosmarty, C. J. and Schloss, A. L. (1993) Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, **363**, 234 - 240.
- Mikola, J. and Setälä, H. (1998) Relating species diversity to ecosystem functioning: mechanistic backgrounds and experimental approach with a decomposer food web. *Oikos*, **83**, 189-194.
- Milcu, A., Partsch, S., Langel, R. and Scheu, S. (2006) The response of decomposers (earthworms, springtails and microorganisms) to variations in species and functional group diversity of plants. *Oikos*, **112**, 513-524.
- Mittlebach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I. and Gough, L. (2001) What is the relationship between species richness and productivity? *Ecology*, **82**, 2381-2396.
- 宮下 直・井鷲裕司・千葉 聡 (2012) 生物多様性と生態学. 朝倉書店, 176pp.
- Müller, J. and Brandl, R. (2009) Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: the potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages. *J. Appl. Ecol.*, **46**, 897-905.
- Müller, J., Stadler, J. and Brandl, R. (2010) Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: The role of lidar. *Remote Sens. Environ.*, **114**, 490-495.
- Munkvold, L., Kjølter, R., Vestberg, M., Rosendahl, S. and Jakobsen, I. (2004) High functional diversity within species of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, **164**, 357-364.
- マイアース ノーマン (1979) (林雄次郎訳, 1981) 沈みゆく箱舟 - 種の絶滅についての新しい考察 -. 岩波現代選書, 348pp.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. and Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H. and Woodfin, R. M. (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, **368**, 734-737.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J.

- H. and Woodfin, R. M. (1995) Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*, **347**, 249-262.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T. H., and Shaw, M. R. (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.*, **7**, 4-11.
- Nielsen, E., Frumhoff, P. C., Manion, M. and Hardner, J. J. (2002) Designing a carbon market that protects forests in developing countries. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, **360**, 1875-1888.
- Nielsen, U. N., Ayres, E., Wall, D. H. and Bardgett, R. D. (2011) Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships. *Eur. J. Soil Sci.*, **62**, 105-116.
- 日本生態学会 (2004) 生態学入門. 東京化学同人, 273pp.
- Okabe, K. and Amano, H. (1992) Mite species collected from field mushrooms (I) : Cryptostigmata. *J. Acarol. Soc. Jpn.*, **1**, 127-135.
- Okabe, K. and Amano, H. (1993) Mite species collected from field mushrooms (II) : Mesostigmata, Prostigmata and Astigmata. *J. Acarol. Soc. Jpn.*, **2**, 19-28.
- 岡部貴美子・小川みふゆ (2011) 森林の生物多様性モニタリングの歴史と生態学的視点からの将来展望. *森林総研報*, **10**, 231-250.
- Padial, J. M. and de la Riva, I. (2006) Taxonomic inflation and the stability of species lists: the perils of ostrich's behavior. *Syst. Biol.*, **55**, 859-867.
- Paoli, G. D., Wells, P. L., Meijaard, E., Struwig, M. J., Marshall, A. J., Obidzinski, K., Tan, A., Rafiastanto, A., Yaap, B., Slik, J. W. F., Morel, A., Perumal, B., Wielaard, N., Husson, S. and D'Arcy, L. (2010) Biodiversity conservation in the REDD. *Carbon Balance Manag.*, **5**, 7.
- Parker, S. S. (2010) Buried treasure: soil biodiversity and conservation. *Biodivers. Conserv.*, **19**, 3743-3756.
- Pearce, D. W. (2001) The economic value of forest ecosystems. *Ecosys. Health*, **7**, 284-296.
- Petchey, O. L. and Gaston, K. J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Lett.*, **5**, 302-411.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. and Cliff, B. (1997) Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, **47**, 747-757.
- Pimm, S. L. and Raven, P. (2000) Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843-845.
- Piotto, D. (2008) A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *For. Ecol. Manag.*, **255**, 781-786.
- Powers, J. S., Montgomery, R. A., Adair, E. C., Brearley, F. Q., DeWalt, S. J., Castanho, C. T., Chave, J., Deinert E., Ganzhorn, J. U., Gilbert, M. E., González-Iturbe, J. A., Bunyavejchewin, S., Grau, H. R., Harms, K. E., Hiremath, A., Iriarte-Vivar, S., Manzane, E., de Oliveira, A. A., Poorter, L., Ramanamanjato, J. -B., Salk, C., Varela, A., Weiblen, G. D. and Lerda, M. T. (2009) Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *J. Ecol.*, **97**, 801-811.
- プリマック リチャード B・小堀洋美 (1997) 保全生物学のすすめ: 生物多様性保全のためのニューサイエンス. 文一総合出版, 399pp.
- Rametsteiner, E. (2005) "Data collection report on the status of forests and sustainable forest management in Europe 2007/2008 enquiry national data reporting forms MCPFE indicators for SFM; Draft outline for selected indicators 17 April 2005", <http://www.unece.org/timber/fra/fratos/meetings/GenevaApr2005/doc/ER-MCPFE-UNECE-Enquiry%202007-draft-ToS-18-04-05.pdf>, (accessed 2012-9-10).
- Rilling, M. C. (2004) Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecol. Lett.*, **7**, 740-754.
- Rilling, M. C., Wright, S. F., Nichols, K. A., Schmidt, W. F. and Torn M. S. (2001) Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant Soil*, **233**, 167-177.
- Roubik D. W., Sakai, S., and Karim A. A. H. (2005) Pollination ecology and the rain forest: Sarawak studies. Springer, 307pp.
- Ruiz-Jaen M. C. and Potvin, C. (2010) Tree diversity explains variation in ecosystem function in a neotropical forest in Panama. *Biotropica*, **42**, 638-

- 646.
- Ruiz-Jaen M. C. and Potvin, C. (2011) Can we predict carbon stocks in tropical ecosystems from tree diversity? Comparing species and functional diversity in a plantation and a natural forest. *New Phytol.*, **189**, 978-987.
- Santilli, M., Moutinho, P., Schwartzman, S., Nepstand, D., Curran, L. and Nobre, C. (2005) Tropical deforestation and the Kyoto protocol. *Climatic Change*, **71**, 267-276.
- Scherer-Lorenzen, M. (2008) Functional diversity affects decomposition processes in experimental grasslands. *Func. Ecol.*, **22**, 547-555.
- Servheen, G. and Lyon, L. J. (1989) Habitat use by woodland caribou in the Selkirk Mountains. *J. Wildlife Manag.*, **53**, 230-237.
- Setälä, H. (2002) Sensitivity of ecosystem functioning to changes in trophic structure, functional group composition and species diversity in belowground food webs. *Ecol. Res.*, **17**, 207-215.
- Setälä, H. and McLean, M. A. (2004) Decomposition rate of organic substrates in relation to the species diversity of soil saprophytic fungi. *Oecologia*, **139**, 98-107.
- 説田健一 (1993) 木材腐朽菌キノコの鞘翅目昆虫群集の組成と構造. AKITU, **Supplement 1**, 1-21.
- 真常仁志・小崎 隆 (2005) 森林生態系の炭素循環と土壌有機物. 木村真人・波多野隆介編 “土壌圏と地球温暖化”, 名古屋大学出版会, 51-68.
- Siitonen, J. (2001) Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.*, **49**, 11-41.
- Siitonen, J., Penttilä, R. and Kotiranta, H. (2001) Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero national park, Russian Karelia. *Ecol. Bull.*, **49**, 231-242.
- Sodih, N. S. and Brook, B. W. (2006) Southeast Asian biodiversity in crisis. *Cambridge Tropical Biology Series*, 190pp.
- Spehn, E. M., Hector, A., Joshi, J., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Bazeley-White, E., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Jumpponen, A., Koricheva, J., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Palmberg, C., Pereira, J. S., Pfisterer, A. B., Prinz, A., Read, D. J., Schulze, E. -D., Siamantziouras, A. -S. D., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S. and Lawton, J. H. (2005) Ecosystem effects of biodiversity manipulations in European grasslands. *Ecol. Monogr.*, **75**, 37-63.
- Srivastava, D. S., Cardinale, B. J., Downing, A. L., Duffy, J. E., Jouseau, C., Sankaran, M. and Wright, J. P. (2009) Diversity has stronger top-down than bottom-up effects on decomposition. *Ecology*, **90**, 1073-1083.
- Steinbeiss, S., Beßler, H., Engels, C., Temperton, V. M., Buchmann, N., Roscher, C., Kreutziger, Y., Baade, J., Habekost, M. and Gleixner, G. (2008) Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biol.*, **14**, 2937-2949.
- Strassburg, B. B. N., Kelly, A., Balmford, A., Davies, R. G., Gibbs, H. K., Lovett, A., Miles, L., Orme, C. D. L., Price, J., Turner, R. K. and Rodrigues, A. S. L. (2010) Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conserv. Lett.*, **3**, 98-105.
- Stokland, J. N., Siitonen, J., Jonsson, B. G. (2012) Biodiversity in dead wood. *Cambridge University Press*, 509pp.
- Takeda, H. (1987) Dynamics and maintenance of Collembolan community structure in a forest soil system. *Res. Popul. Ecol.*, **29**, 291-346.
- 武田博清 (1992) 森林生態系の機能や構造はどのように生物群集の多様性に関連しているのだろうか: 生態系の提供する食物と住み場所資源のテンプレート. 川那部浩哉 (監修)・東正彦・阿部琢哉 (編) “シリーズ地球共生系 1 地球共生系とは何か”. 平凡社, 101-123.
- Taki, H., Yamaura, Y., Okabe, K. and Maeto, K. (2011) Plantation vs. natural forest: Matrix quality determines pollinator abundance in crop fields. *Sci. Rep.*, **1**, 132.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. and Mosseler, A. (2009) Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67pp.
- Thompson, I. D., Okabe, K., Tylianakis, J. M., Kumar, P., Bockerhoff, E. G., Schellhorn, N., Parrotta, J. A. and Nasi, R. (2011) The role of forest

- biodiversity in delivery of ecosystem goods and services: translating science into policy. *Bioscience*, **61**, 972-981.
- Tilman, D. (1999) The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, **80**, 1455-1474.
- Tilman, D., Wedin, D. and Knops, J. (1996) Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, **379**, 718-720.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. and Siemann, E. (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, **277**, 1300-1302.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D. and Reich, P. (2002) Plant diversity and composition: effects on productivity and nutrient dynamics of experimental grasslands. In Loreau, M., Naeem, S. and Inchausti, P. (eds.) *"Biodiversity and ecosystem functioning: Synthesis and perspectives"*, Oxford University Press, 21-35.
- Tsukamoto, J. and Sabang, J. (2006) Soil macro-fauna in an Acacia mangium plantation in comparison to that in a primary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia. *Pedobiologia*, **49**, 69-80.
- ターナー モニカ G., ガードナー ロバート H., オニール ロバート V. (2001). (中越信和・原慶太郎監訳, 名取 睦・名取洋司・長島啓子・村上昶彦訳, 2004) 景観生態学, 文一総合出版, 399p.
- 2010 Biodiversity Indicators Partnership (2010) *"Biodiversity indicators and the 2010 biodiversity target: Outputs, experiences and lessons learnt from the 2010 Biodiversity Indicators Partnership"*, CBD Technical Series No.53, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 196 pp.
- UNEP (2012) "United Nations Environment Programme, Climate Change REDD+, Introduction", <http://www.unep.org/climatechange/reddplus/Introduction/tabid/29525/Default.aspx> (accessed 2012-11-07).
- van der Heijden, M. G. A., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. and Sanders, I. R. (1998) Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, **396**, 69-72.
- van der Heijden, M. G. A., Bardgett, R. D. and van Straalen, N. M. (2008) The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, **11**, 296-310.
- Vanderwel, M. C., Malcolm, J. R., Smith, S. M. and Islam, N. (2006) Insect community composition and trophic guild structure in decaying logs from eastern Canadian pine-dominated forests. *For. Ecol. Manag.*, **225**, 190-199.
- Verschuyt, J. P., Hansen, A. J., McWethy, D. B., Sallabanks, R. and Hutto, R. L. (2008) Is the effect of forest structure on bird diversity modified by forest productivity? *Ecol. Appl.*, **18**, 1155-1170.
- Vieira, E. M. and Monteiro-Filho, E. L. A. (2003) Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.*, **19**, 501-507.
- Vierling, K. T., Bässler, C., Brandl, R., Vierling, L. A., Weiß, I. and Müller, J. (2011) Spinning a laser web: predicting spider distributions using LiDAR. *Ecol. Appl.*, **21**, 577-588.
- Wagg, C., Jansa, J., Schmid, B. and van der Heijden, M. G. A. (2011) Belowground biodiversity effects of plant symbionts support aboveground productivity. *Ecol. Lett.*, **14**, 1001-1009.
- Waide, R. B., Willig, M. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. I., Juday, G. P. and Parmenter, R. (1999) The relationship between productivity and species richness. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **30**, 257-300.
- Wall D. H., Bradford M. A., John M. G. S., Trofymow J. A., Behan-Pelletier V., Bignell D. D. E., Dangerfield J. M., Parton W. J., Rusek J., Voigt W., Wolters V., Gardel H. Z., Ayuke F. O., Bashford R., Beljakova O. I., Bohlen P. J., Brauman A., Flemming S., Henschel J. R., Johnson D. L., Jones T. H., Kovarova M., Kranabetter J. M., Kutny L., Lin K. C., Maryati M., Masse D., Pokarzhevskii A., Rahman H., Sabara M. G., Salamon J. A., Swift M. J., Varela A., Vasconcelos H. L., White D. and Zou X. M. (2008) Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biol.*, **14**, 2661-2677.
- Walter, D. E. and Behan-Pelletier, V. (1999) Mites in forest canopies: filling the size distribution shortfall? *Annu. Rev. Entomol.*, **44**, 1-19.
- Wardle, D. A., Bonner, K. I. and Nicholson, K. S. (1997) Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that

- enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, **79**, 247-258.
- Wardle, D. A., Jonsson, M., Bansai, S., Bardgett, R. D., Gundale, M. J. and Metcalfe, D. B. (2012) Linking vegetation change, carbon, sequestration and biodiversity: insights from island ecosystems in a long-term natural experiment. *J. Ecol.*, **100**, 16-30.
- ウィルソン エドワード O. (1992) (大貫昌子・牧野俊一訳, 1995) 生命の多様性 I, II, 岩波書店, 559pp+91pp.
- ホイットモア ティム C. (1990) (熊崎 実・小林繁男監訳, 1993) 熱帯雨林総論. 築地書館, 224pp.
- Yamashita and Hijii (2003) Effects of mushroom size on the structure of a mycophagous arthropod community: Comparison between infracommunities with different types of resource utilization. *Ecol. Res.*, **18**, 131-143.
- Yamashita, S., Hattori, T., Momose, K., Nakagawa, M., Aiba, M. and Nakashizuka T. (2008) Effects of Forest Use on Aphyllphoraceous Fungal Community Structure in Sarawak, Malaysia. *Biotropica*, **40**, 354-362.
- Yamashita, S., Hattori, T., and Abe, H. (2010) Host preference and species richness of wood-inhabiting aphyllphoraceous fungi in a cool temperate area of Japan. *Mycologia*, **102**, 11-19.
- Yamashita, S., Hirose, D. and Nakashizuka, T. (2012) Effects of drought on the community structure of ectomycorrhizae on a canopy tree in a Bornean tropical rain forest. *J. Trop. Forest Sci.*, **24**, 322-331.
- 依田恭二 (1971) 森林の生態学 生態学研究シリーズ 4, 築地書館, 331pp.
- 米田 健 (2012) リター. 森林立地学会編 “森のバランス 植物と土壌の相互作用”. 東海大学出版会, 162-173.
- Yorozuya, H. (2006) Effects of parasitoids on a mycophagous drosophilid community in northern Japan and an evaluation of the disproportionate parasitism hypothesis. *Entomol. Sci.*, **9**, 13-22.
- Zak, D. R., Holmes, W. E., White, D. C., Peacock, A. D. and Tilman, D. (2003) Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links? *Ecology*, **84**, 2042-2050.
- Zhang, Y., Duan, B., Xian, J. R., Korpelainen, H. and Li, C. (2011) Links between plant diversity, carbon stocks and environmental factors along a successional gradient in a subalpine coniferous forest in Southwest China. *For. Ecol. Manag.*, **262**, 361-369.

論文 (Original article)

2008 年岩手・宮城内陸地震後に発生した 2 次的な斜面崩壊の地形・地質的特徴

村上 亘^{1)*}、大丸 裕武¹⁾、江坂文寿²⁾

Topographical and geological characteristics of the landslide induced after the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake

Wataru MURAKAMI^{1)*}, Hiromu DAIMARU¹⁾ and Fumitoshi Esaka²⁾

Abstract

To investigate the landslide induced after the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake, we compared aerial photographs taken immediately and 3 months after the earthquake respectively, of a portion of the Iwai River Area and the Ichihassama River Area. We then interpreted the distribution of new landslides and the extension of existing landslides after the earthquake. Topographical characteristics (i.e. slope inclination) and the geology within which the new landslides occurred after the earthquake were analyzed using GIS. The area of landslide deemed to have been induced by the earthquake due to seismic shading comprised 3.7km² of the Ichihassama River Area, while the figure in the Iwai River Area was 0.85km². However, when the extent of extension of existing landslides and new landslides having occurred within 3 months of the earthquake was calculated as a percentage of the overall landslide area in each analytical section, the Ichihassama River Area comprised 12.3%, and the Iwai River Area 13.7%. In the Iwai River Area, the new landslides comprised an area percentage exceeding 30% in terms of the extent of extension of existing landslides and new landslides having occurred within 3 months of the earthquake. Conversely, in the Ichihassama River Area, the area percentage of new landslides was 16%. In the Iwai River Area, the occurrence of new landslides 3 months after the earthquake tended to occur on middle-late Miocene marine sediments and on slopes with gradient exceeding 25-35 degrees. In the Ichihassama River Area, the occurrence of landslides immediately after the earthquake was focused on the late-Pliocene – early-Pleistocene welded tuff and the subordinate late-Miocene – early-Pliocene lacustrine. However, the occurrence of new landslides 3 months after the earthquake tended to occur on Tertiary andesite lava zone and slopes of gradient exceeding 35 degrees. On the slope where the new landslides occurred, the presence of cracks was also confirmed by the field survey. Therefore, it was suggested that the occurrence of these cracks triggered the occurrence of new landslides after the earthquake.

Key words : 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake, landslide, new landslide after the earthquake, geology, slope inclination

要旨

2008 年岩手・宮城内陸地震で斜面崩壊が発生した磐井川流域および一迫川流域を対象とし、地震直後および 3 ヶ月後の航空写真画像から地震後に発生した崩壊（地震時の崩壊の拡大、及び新たな崩壊：新規崩壊）の発生の有無を判読し、このうち、新規崩壊発生斜面の地形・地質的特性を GIS を用いて検討した。地震直後の崩壊面積は一迫川流域が約 3.7km² と磐井川流域の 0.85km² と比べ大きい。しかし、地震後 3 か月間に発生した崩壊を各流域の全崩壊面積に対する発生面積率で見ると、磐井川流域で 13.7%、一迫川流域で 12.3% と磐井川流域が大きかった。地震後に発生した崩壊のうち、崩壊地の拡大ではない新規崩壊の発生は、磐井川流域では 30% 以上を占めるのに対し、一迫川流域では 16% となり流域ごとに違いがみられた。新規崩壊の発生斜面は磐井川流域では第三紀中新世中期～後期の海成層の斜面で発生する傾向があり、傾斜は 25~35 度以上であった。一迫川流域では地震直後の崩壊地は第三紀鮮新世後期～第四紀更新世前期の溶結凝灰岩およびその下層の第三紀中新世後期～鮮新世前期の湖成層からなる斜面に集中していたが、新規崩壊は第三紀安山岩地域の斜面で多く発生する傾向があり、傾斜は 35 度以上であった。両調査流域とも新規崩壊が発生した斜面では、亀裂の存在が現地調査から確認され、これらの亀裂が弱線（面）となって崩壊を発生させたことが判断された。

キーワード：2008 年岩手・宮城内陸地震、崩壊、新規崩壊、地質、傾斜

原稿受付：平成 23 年 11 月 30 日 Received 30 November 2011 原稿受理：平成 25 年 2 月 4 日 Accepted 4 February 2013

1) 森林総合研究所水土保全研究領域 Department of soil and water conservation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)
2) 元林野庁東北森林管理局（現 内閣府（防災担当）） Former office: Forestry Agency, Tohoku Regional Forest Office / current office: Cabinet Office, Government of Japan

* 森林総合研究所水土保全研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1 Department of soil and water conservation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan, e-mail: wmura@ffpri.affrc.go.jp

1. はじめに

地震は森林斜面の安定に影響を与えていることが指摘されている。地震時の振動が直接的に崩壊を発生させる（横山・菊山 1997）ことに加えて、地震によって発生した崩壊がその後の降雨により拡大することや、新たな崩壊が発生していることが、1995年に発生した阪神淡路大震災後の六甲の花崗岩山地における調査で報告されている（田結庄・藤田 1996）。これまでに、地震後の降雨により2次的に発生している崩壊については、従来、降雨時には崩壊が発生しにくいと考えられている凸型斜面や急傾斜の場所であること（沖村ら 1998）、地震前に比べ、少ない降水量で崩壊が発生していること（富田ら 1996）、そのような斜面では地震による振動によって亀裂が発生するなどし、不安定化が進行していること（平松ら 1999）などが報告されている。近年、温暖化にともなう豪雨頻度の増加が予測されており、豪雨による斜面崩壊の危険性の増加が危惧される（小保 2005, 古賀 2007）中、地震時に強い振動を受けた森林斜面において、地震後に豪雨によって崩壊が発生する箇所を予測することは、防災の面から、強く社会から求められている。

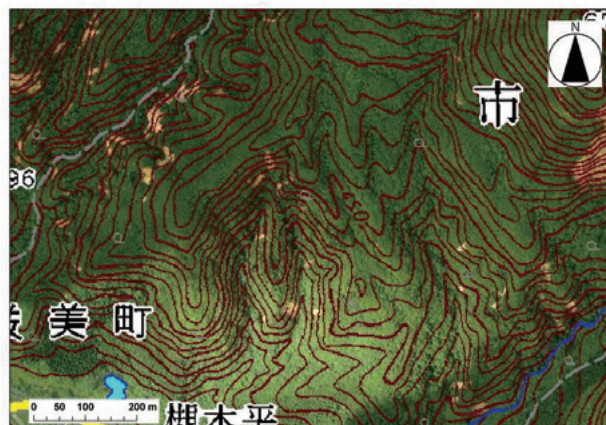
これまでの報告では、地震後の降雨により崩壊が発生する場所や形態は地形・地質条件により異なることも指摘されている。山越ら（2009）は阪神大震災後の六甲の花崗岩山地と中越地震後の第三紀の堆積岩類で構成された山地で発生した崩壊の特徴に違いがあることを報告している。また、宮崎ら（2005）は2000年に発生した新島・神津島近海地震後、地盤が緩むことにより地震以前には崩壊に至らなかった降雨量でも崩壊が発生していること、崩壊箇所には地形・地質条件の違いが認められることを指摘している。このように、地震による振動で森林斜面が不安定化し、その後の降雨で崩壊に至る可能性が高い森林斜面は、地質・地形条件によって分布が大きく異なることが考えられる。

2008年6月14日に発生した岩手宮城内陸地震（M7.2）により、岩手県南部から宮城県北部の広い範囲に斜面崩壊が発生した。筆者らは地震発生直後より岩手、宮城両県の斜面崩壊発生地の現地調査を行う機会を得た。また、地震発生直後と発生から3ヶ月経過した9月に撮影された空中写真を入手し、崩壊地を判読した。その結果、地震時に発生した斜面崩壊が拡大していることに加え、多数の崩壊が新たに発生していることを確認した（村上ら 2010）。

本研究は岩手宮城内陸地震により崩壊が発生した地域において、地震後の降雨によって2次的な崩壊が発生する危険が高い場所を、これまでに地震後の降雨によって崩壊が発生した森林斜面の地質、および傾斜といった地形的特徴から予測することを目的としている。本稿では、岩手県一関市の磐井川流域と宮城県栗原市の一迫川流域を対象とし、地震直後及び地震後3

か月間に崩壊が発生した斜面の地形・地質的な相違について報告する。加えて、これまでの調査結果をもとに、今後の降雨で崩壊の危険性が高い斜面を抽出した結果についても報告する。

地震直後 Immediately after the earthquake



地震3か月後 Passed the earthquake three months

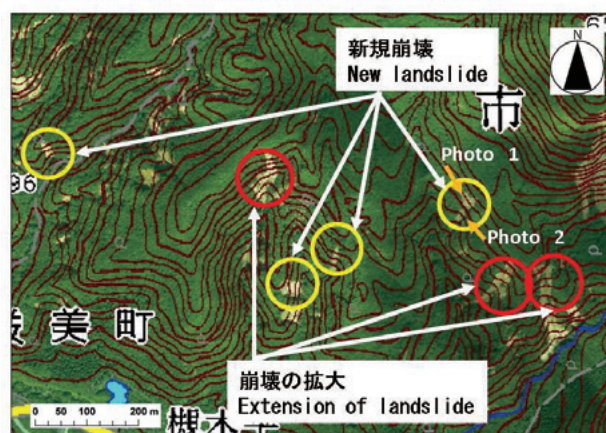


Fig. 2 岩手県一関市槻木平地区の地震直後の崩壊の分布と3か月後の崩壊の拡大および新規崩壊の発生。空中写真（オルソ画像）は2008年6月14日の地震直後および3か月後の2008年9月に林野庁により撮影された。等高線図は1/2.5万地形図「高檜能山」を使用した。等高線間隔は10m。

Fig. 2 Distribution of the landslides immediately after the earthquake, and the extension of landslides and the occurrence of new landslides within three months of the earthquake in Tsukinokidaira Area, Ichinoseki City, Iwate Prefecture. These aerophotographs (ortho images) were taken of a picture by the Forestry Agency in June (immediately after the earthquake) and September (during three months after the earthquake). We use the 1/25000 topographical map (unit 10m) 'Takahinoyama' by Geospatial Information Authority of Japan.

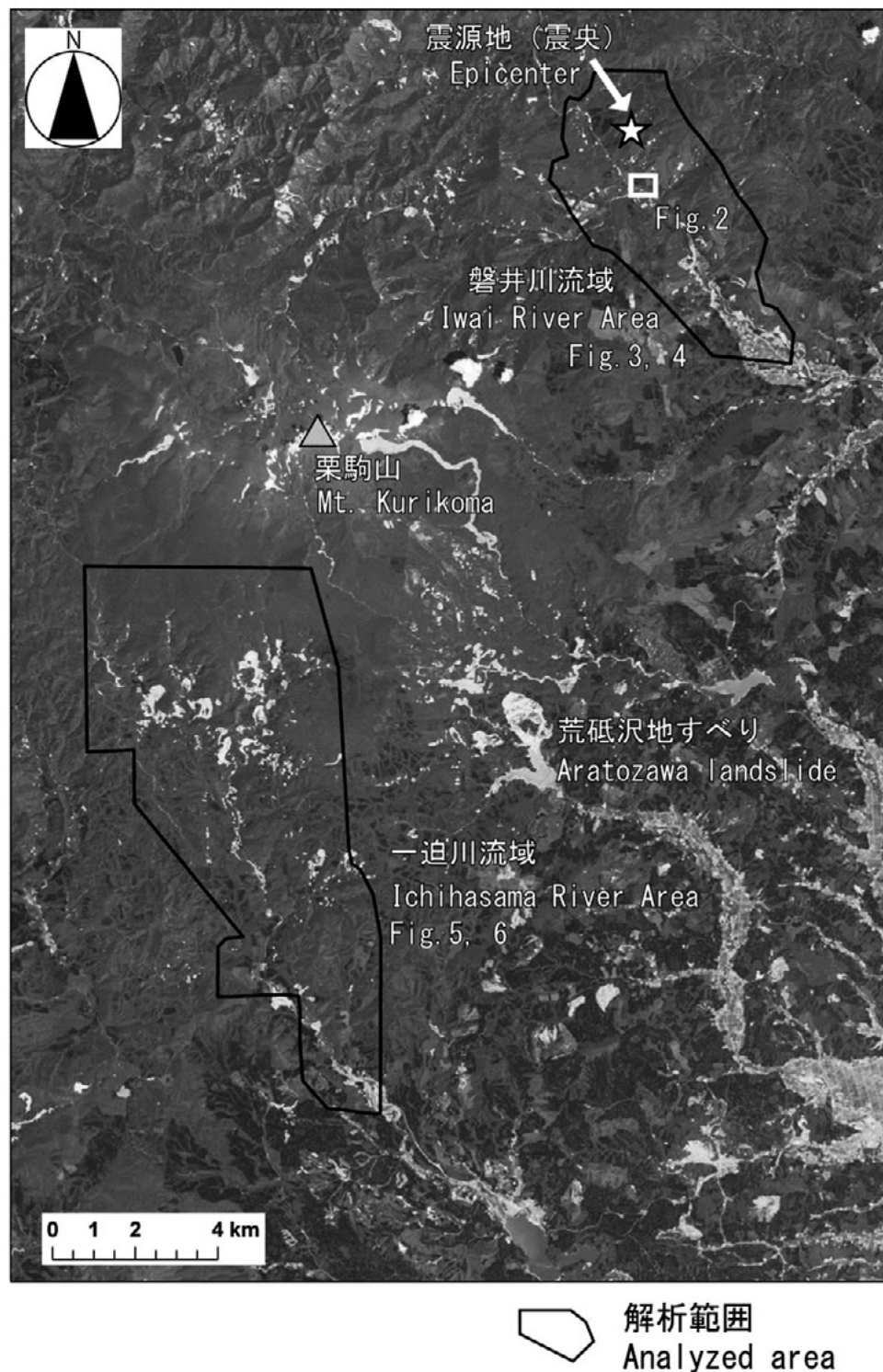


Fig. 1 調査対象地域。画像は 2008 年 7 月 2 日に撮影された ALOS 衛星画像。

Fig. 1 Study area. The image is a satellite image (ALOS) taken a picture of on July 2, 2008.

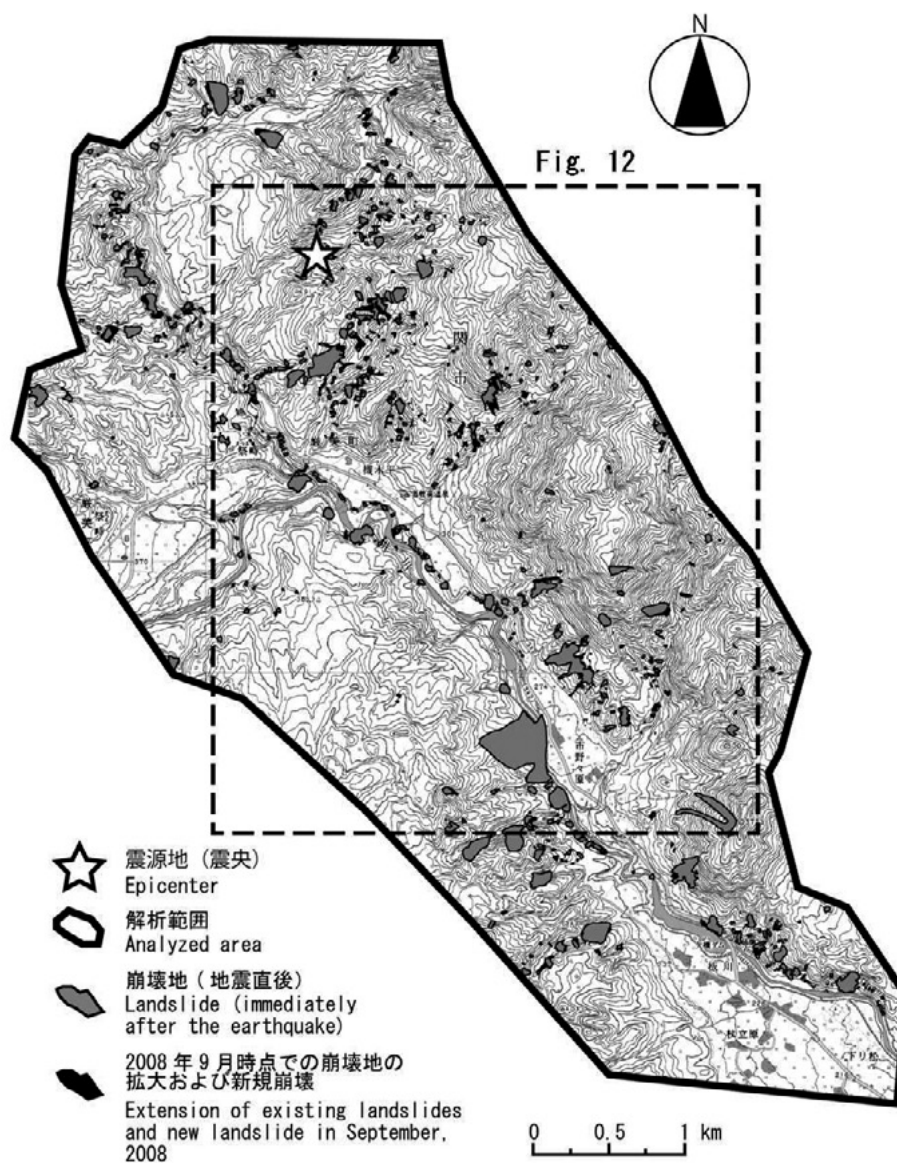


Fig. 3 岩手県磐井川流域の崩壊地の分布。等高線図は 1/2.5 万地形図「真湯温泉」「高檜能山」「栗駒山」「本寺」を使用した。

Fig. 3 Distribution of the landslides in the Iwai River Area. We use the 1/25000 topographical maps 'Shinyuonsen', 'Takahinoyama', 'kurikomayama' and 'Hondera' by Geospatial Information Authority of Japan.

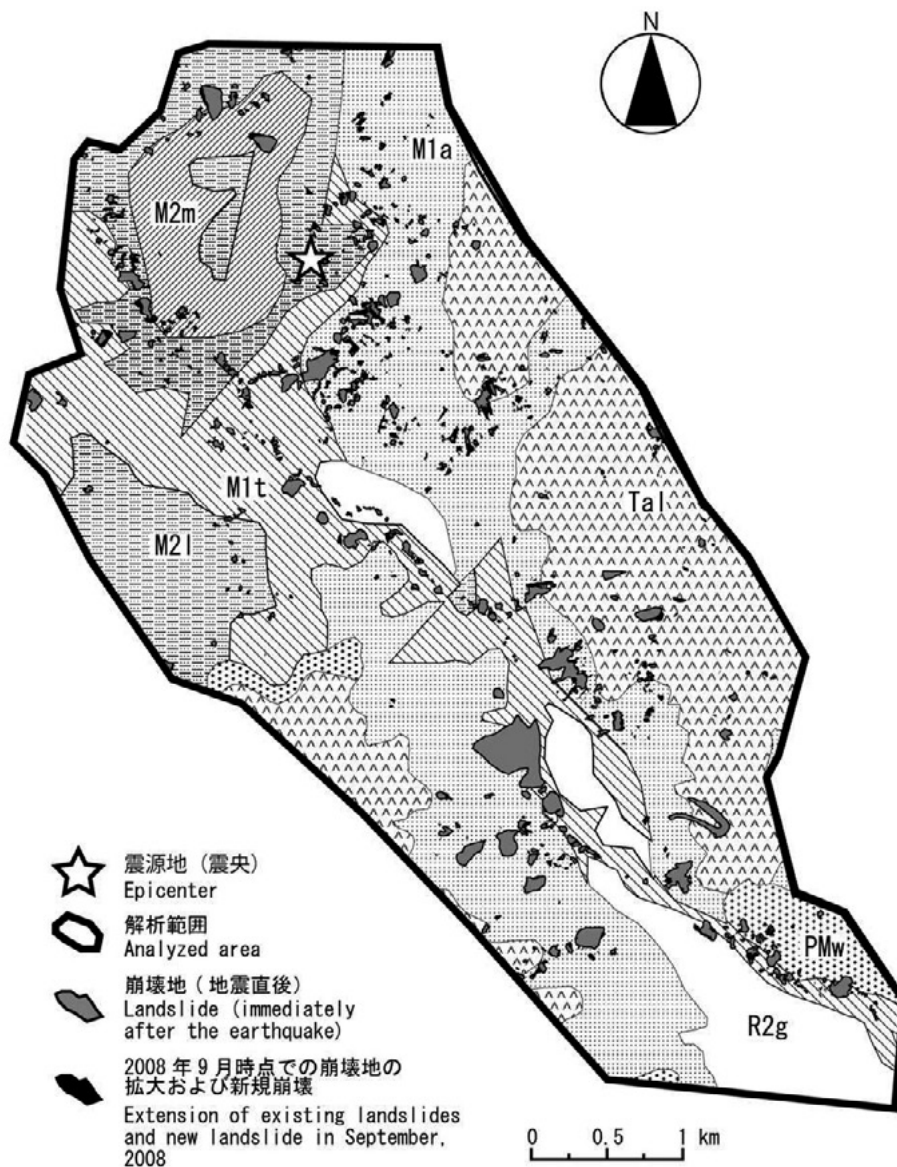


Fig. 4 岩手県磐井川流域の地質分布と崩壊地の関係。地質図は 1/10 万栗駒地熱地域地質図（栗駒地熱地質編集グループ、1986）を基に作成した。地質凡例は次の通り。R2g:沖積層（上位段丘堆積物）、PMw:第三紀中新世後期～鮮新世前期溶結凝灰岩、Tal:第三紀安山岩（溶岩）及び貫入岩類など、M1t:第三紀中新世後期海成層（シルト岩・砂岩・凝灰岩）、M1a:第三紀中新世後期海成層（酸性細粒～火山礫凝灰岩）、M2l:第三紀中新世中期海成層（シルト岩）、M2m:第三紀中新世中期海成層（中性～塩基性細粒～火山礫凝灰岩）

Fig. 4 Geology in the Iwai River Area. This geological map was made based on the Geological map of Kurikoma geothermal area by Research group for the geological map of Kurikoma Geothermal Area (1986). Legends are as follows; R2g: Recent upper terrace sediments, PMw: Late Miocene-early Pliocene welded tuff, Tal: Tertiary andesite lava and intrusive rocks and so on, M1t: Late Miocene Marine sediments (Siltstone or Sandstone, Tuff), M1a: Late Miocene Marine sediments (Silicic Fine to Lapilli-tuff), M2l: Middle Miocene Marine sediments (Siltstone), M2m: Middle Miocene Marine sediments (Intermediate to mafic Fine- to Lapilli-tuff)

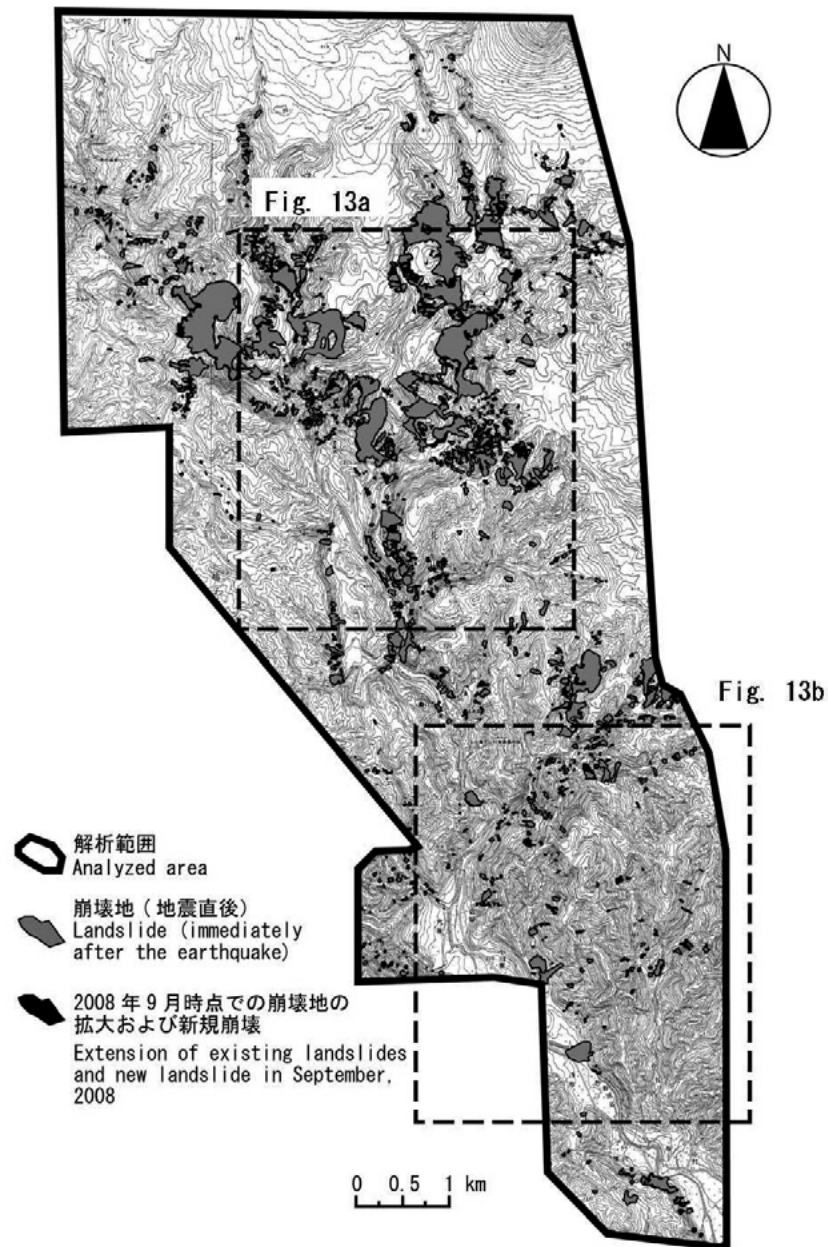


Fig. 5 宮城県一迫川流域の崩壊地の分布。等高線図は 1/2.5 万地形図「桂沢」「栗駒山」「軍沢」「切留」「花山湖」を使用した。

Fig. 5 Distribution of the landslides in the Ichihama River Area. We use the 1/25000 topographical maps 'Katsurazawa', 'Kurikomayama', 'Ikusazawa', 'Kiridome' and 'Hanayamako' by Geospatial Information Authority of Japan.

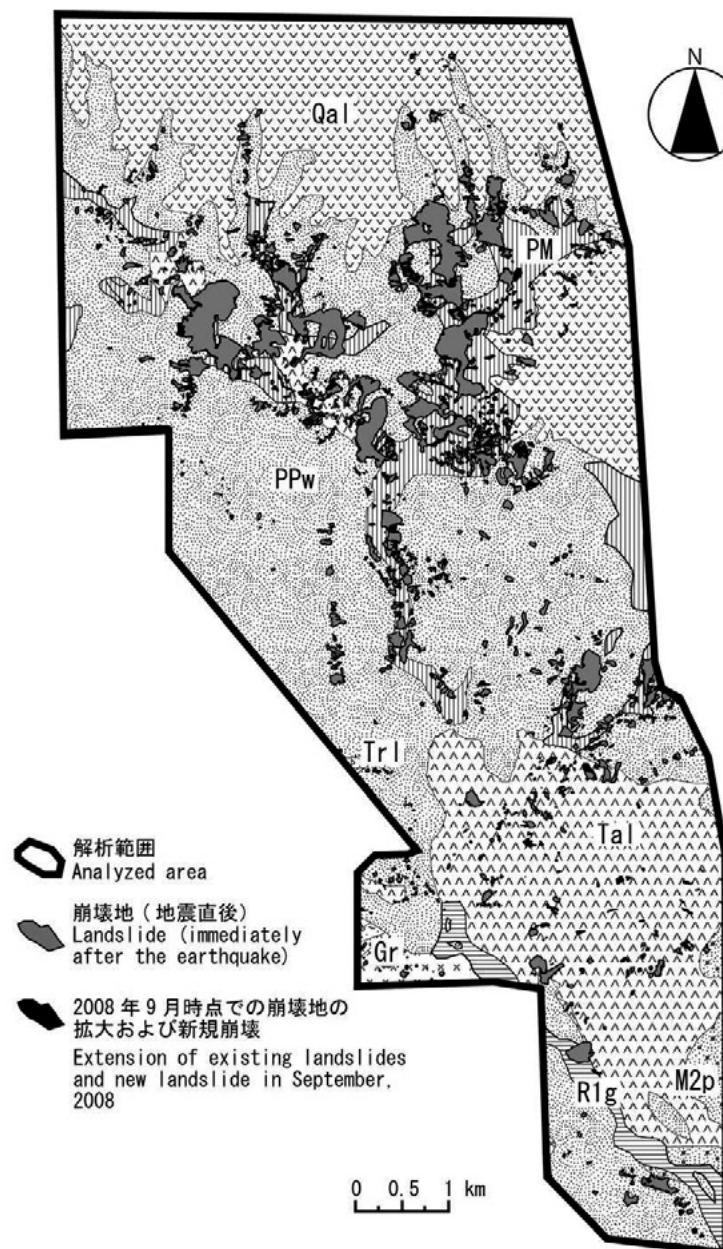


Fig. 6 宮城県一迫川流域の地質分布と崩壊地の関係。地質図は 1/10 万栗駒地熱地域地質図 (栗駒地熱地質編集グループ、1986) を基に作成した。地質凡例は次の通り Rlg: 沖積層 (下位段丘堆積物)、Qal: 第四紀安山岩 (溶岩) PPw: 第三紀鮮新世後期~第四紀更新世前期溶結凝灰岩 (北川溶結凝灰岩)、Tal: 第三紀安山岩 (溶岩) 及び貫入岩類など、PM: 第三紀中新世後期~鮮新世前期湖成層、M2p: 第三紀中新世中期海成層 (軽石凝灰岩)、Trl: 第三紀流紋岩 (溶岩)、Gr: 先第三紀花崗岩類

Fig. 6 Geology in the Ichihama River Area. This geological map was made based on the Geological map of Kurikoma geothermal area by Research group for the geological map of Kurikoma Geothermal Area (1986). Legends are as follows; Rlg: Recent Alluvium Lower terrace sediments, Qal: Quaternary andesite lava, PPw: Late Pliocene- early Pleistocene welded tuff (Kitagawa welded tuff), Tal: Tertiary andesite lava and intrusive rocks and so on, PM: Late Miocene- early Pliocene Lacustrine sediments, M2p: Middle Miocene Marine sediments (Pumice tuff), Trl: Tertiary rhyolite lava, Gr: Pre-Tertiary Granitic

2. 調査地の概要

本研究の調査対象地域は岩手県一関市市野々原から祭時にかけての磐井川流域と宮城県栗原市花山の一迫川流域である (Fig. 1)。調査地では Fig. 2 に示すように、地震後 3 ヶ月が経過した時点で地震直後に発生した崩壊地の拡大、あるいは新たな崩壊の発生 (以降、新規崩壊とし、崩壊地の拡大とは区別する) が認められる。震源は磐井川流域内に位置する (Fig. 3)。1/10 万栗駒地熱地質図 (栗駒地熱地質編集グループ 1986) およびこれまでの現地調査から、磐井川流域の地質は主に第三紀中新世中期～後期の砂岩、シルト岩、凝灰岩などからなる海成層 M1t、M1a、M2l、M2m、M2b で構成されており、その上位層として第三紀安山岩溶岩及び貫入岩類などからなる Tal が分布する (Fig. 4)。磐井川流域の調査対象範囲で最も大きい崩壊は、市野々原地区の磐井川右岸で発生した地すべり性の崩壊である (Fig. 3)。それより上流側では、規模は小さいものの多くの崩壊が発生している。一迫川流域は震源地からおよそ 20km 離れているが、後述する通り、震源地周辺よりも崩壊の発生が顕著であり、温湯温泉より上流側で発生面積が大きい (Fig. 5)。対象範囲には北村 (1986) が北川溶結凝灰岩とした第三紀鮮新世後期～第四紀更新世前期の溶結凝灰岩 PPw が広く分布する (Fig. 6)。また、Fig. 6 に示す地質図では第三紀中新世後期～鮮新世前期の湖成層 PM が一迫川沿いに分布するように示されているが、その層は北村 (1986) が小野松沢層としたカルデラ内に堆積した湖成堆積物の層であり、調査地域においては PPw の下位に広く分布する。一迫川下流域では、第三紀の安山岩溶岩及び貫入岩類などからなる Tal、あるいは先第三紀の花崗岩 Gr が分布する。上流域では PPw の上層となる第四紀の安山岩溶岩 Qal が分布する (Fig. 6)。

3. 研究方法

写真画像の判読は、対象とする 2 流域のうち、地震直後の 2008 年 6 月末と地震から 3 ヶ月が経過した 2008 年 9 月の 2 時期のオルソ画像 (ともに東北森林管理局撮影) の撮影範囲とした (Fig. 1)。解析範囲の面積は磐井川流域が約 22km²、一迫川流域が約 57km² である。それぞれの画像より崩壊地を判読し、ArcGIS9.3 を使用して判読結果を重ね、地震後の崩壊地の拡大、および新規崩壊の発生箇所について、それぞれの面積を算出した。

新規崩壊の発生箇所の地形・地質的な特徴は、以下の方法で地質および傾斜ごとの崩壊の発生率を算出した (Fig. 7)。まず、10m 間隔の格子点を重ね合わせ、各点の地質と傾斜を読み取った。各点は 10×10m の方形の中心 (代表点) であり、読み取った点数に 100m² を掛けると新規崩壊地及び地質・傾斜ごとの

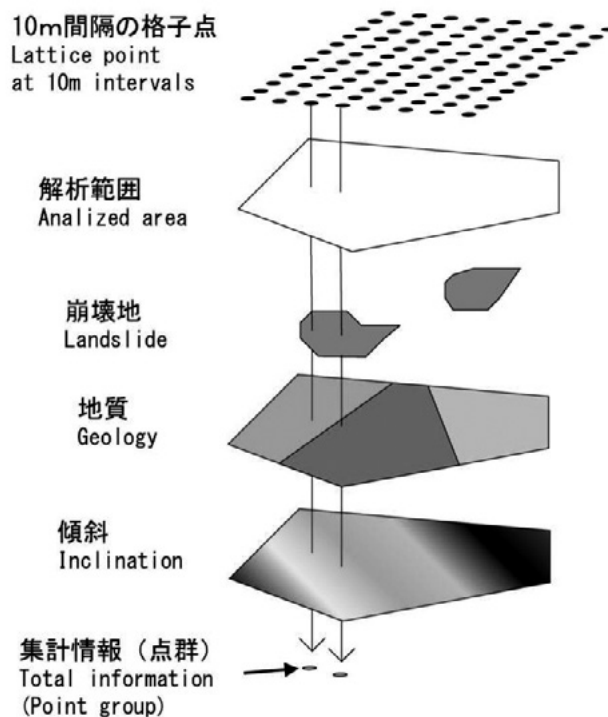


Fig. 7 解析 (集計) 方法。ArcGIS 9.3 を使用し、解析範囲に 10m 間隔の格子点を重ね合わせ、各点ごとの崩壊の有無と地質・傾斜情報を集計した。

Fig. 7 Analysis method. We overlapped the lattice points at 10m intervals by using ArcGIS9.3 within the analysis area, and totaled the distribution of the landslide and geology/ slope inclination information of each point.

面積となる。傾斜は北海道地図 (株) 作成の 10m メッシュ標高データ (GISMAP Terrain) を使用して算出し、5 度ごとに階層化した。地質は 1/10 万栗駒地熱地質図 (栗駒地熱地質編集グループ 1986) の区分を基に分類した。なお、地質図上では一迫川の流路沿いにのみの分布となっている PM については、前述のとおり、この層の上位に PPw が堆積し、キャップロック状の構造となっていることが北村 (1986) などの報告で知られている。また、後述するが、この地質構造が地震時の崩壊の発生に影響を与えていることが指摘されている。このことから、PPw と PM については、一つのユニットとして取り扱った。解析範囲全体の地質と傾斜クラスの組み合わせで定義されるそれぞれのグループにおいて、

$$\text{新規崩壊の発生 (面積) 率} = \frac{\text{地質・傾斜クラス内の新規崩壊の点数 (面積)}}{\text{解析範囲全体の地質・傾斜クラスの点数 (面積)}} \times 100$$

として算出した。さらに算出された新規崩壊の発生率の高い斜面の実際の状況を明らかにするために、現地調査を行った。

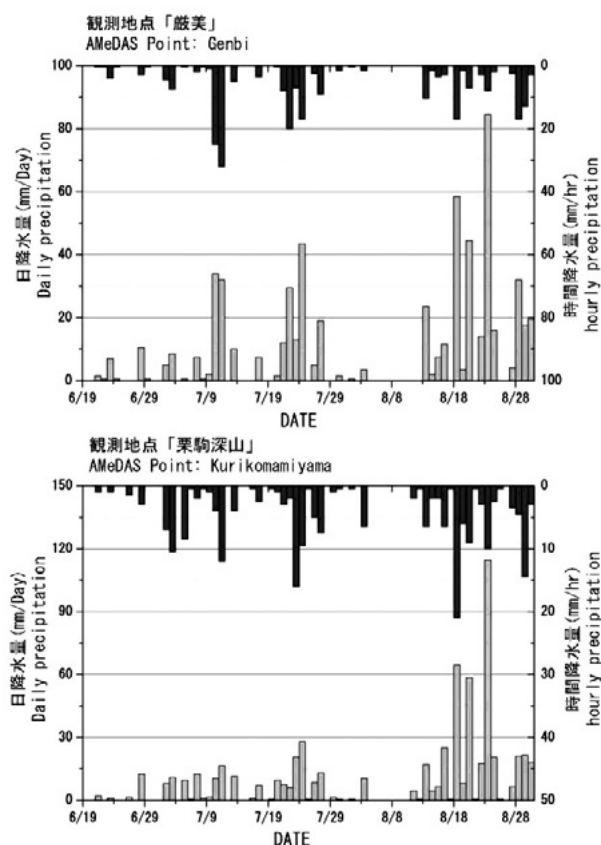


Fig. 8 磐井川流域（厳美）および一迫川流域（栗駒深山）における地震発生以降のアメダス降水量

Fig. 8 AMEDAS precipitation after the earthquake in the Iwai River Area (Genbi) and the Ichihassama River Area (Kurikomamiyama)

4. 結果

地震が発生した6月14日以降、8月31日までの降雨状況をFig. 8に示す。磐井川流域（AMeDAS 臨時観測地点「厳美」）では7月11日と12日に時間最大降水量25mmと32mmを観測した。日降水量は8月24日に84.5mm（時間最大降水量8mm）を観測した。一迫川流域（AMeDAS 臨時観測地点「栗駒深山」）では8月19日に時間最大降水量21mmを観測し、日降水量は8月24日の115mm（時間最大降水量10mm）が最大であった。これらの降水量は過去10年間の降雨記録から、時間最大降雨量、日降水量それぞれ、年に1度程度の確率降雨であった。

2流域の対象とした範囲における地震時に発生した崩壊面積は一迫川流域が約3.7km²（解析範囲面積に対する発生率：6.5%）、磐井川流域が0.85km²（同：3.8%）と一迫川流域が多い（Fig. 9左側の棒グラフ）。しかし、3ヶ月経過した時点での崩壊地の拡大あるいは新規崩壊の発生は、発生面積では一迫川流域の方が大きい。各解析範囲内で発生した全崩壊面積に対する発生率でみると、磐井川流域で13.7%、一迫川流域で12.3%となり、磐井川流域の方が地震後の崩壊発生率が高い傾向にあった。さらに、地震後に発生した崩壊を地震時に発生した崩壊の拡大と新規崩壊の発生面積率でみると（Fig. 9右側の円グラフ）、磐井川流域では地震時に発生した崩壊の拡大よりも、新規崩壊の発生が30%以上を占めるのに対し、一迫川流域では新規崩壊の発生は16%であり、地震時に発生した崩壊の拡大が占める率が高い傾向にあった。このように、地震後に発生した崩壊は、流域間で違いが見られた。

解析範囲の地質・傾斜区分ごとの面積分布率とFig. 7の方法で集計した地震時に発生した崩壊の地質・傾斜区分ごとの発生率、および地震後の新規崩壊の地質・傾斜区分ごとの発生率をFig. 10、11に示す。また、地震後の新規崩壊の発生率について、地質・傾斜区分ごとに集計した結果をTable 1、2に示す。磐井川流域では、地震後の新規崩壊は地震時と同様に、第三紀中新世中期～後期の海成層M1a、M1t、M2l、M2mで発生率が高く、特に第三紀中新世後期海成層（酸性細粒～火山礫凝灰岩）M1aで新規崩壊の発生率が高い傾向が認められた（Fig. 10）。傾斜については、地震後の新規崩壊は地震時と同様に、勾配が急になるほど発生率が高い傾向があるが、M1a及び第三紀中新世後期海成層（シルト岩・砂岩・凝灰岩）M1tでは25度以上の傾斜で、ほかの地質では35度以上の斜面で崩壊の発生率が高くなる傾向があった（Fig. 10、Table 1）。地震後に新規崩壊が発生した斜面を現地調査したところ、複数の亀裂が発生していることが確認された（Photo 1）。これらの亀裂は新規崩壊の発生地点につながっているケースが複数認められた。また、いくつかの場所では湧水が確認された（Photo 2）。

一迫川流域では地震時には第三紀鮮新世後期～第四紀更新世前期溶結凝灰岩PPwとその下層の第三紀中新世後期～鮮新世前期湖成層PMのユニットで崩壊発生率が高く、傾斜は急になるほど高くなる傾向であった（Fig. 11）。一方で、地震後に発生した新規崩壊の発生箇所は、第三紀安山岩溶灰及び貫入岩類などからなるTalで多い傾向が見られ、傾斜は35度以上であった（Fig. 11およびTable 2）。また、現地調査から新規崩壊が発生した場所及びその周辺の斜面では磐井川流域の現場と同様に、亀裂の存在と湧水が認められた（Photo 3、4）。

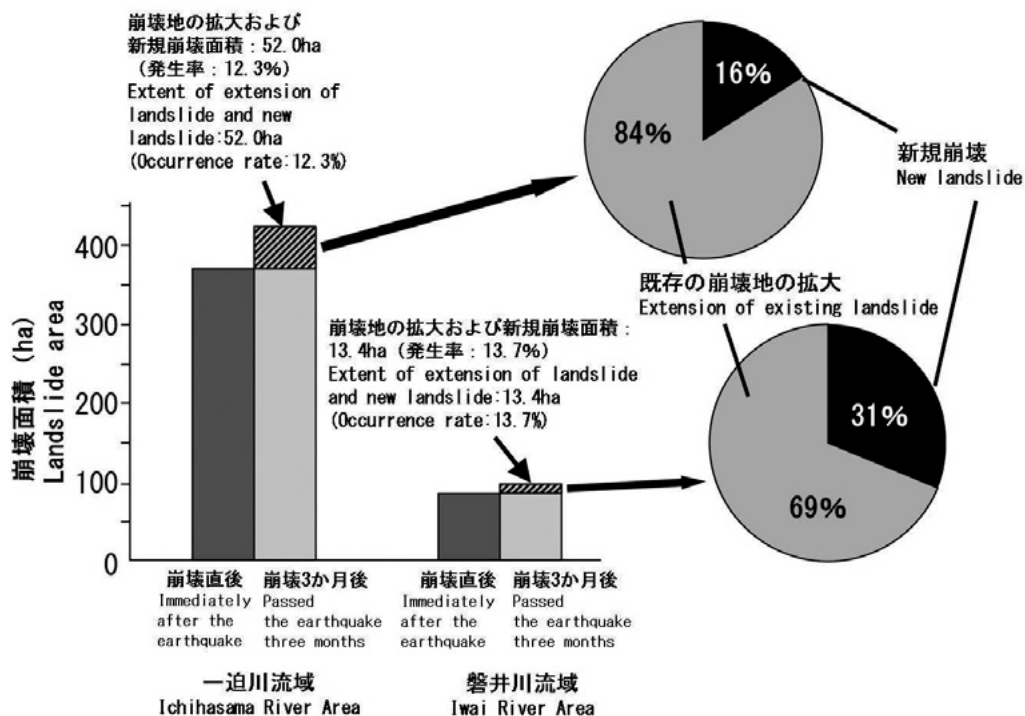


Fig.9 地震直後と発生から3ヶ月後(2008年9月)の流域ごとの崩壊地の拡大および新規崩壊面積とそれらの発生割合
Fig. 9 Area of landslides occurred immediately after the earthquake and within 3 months of the earthquake (September, 2008)

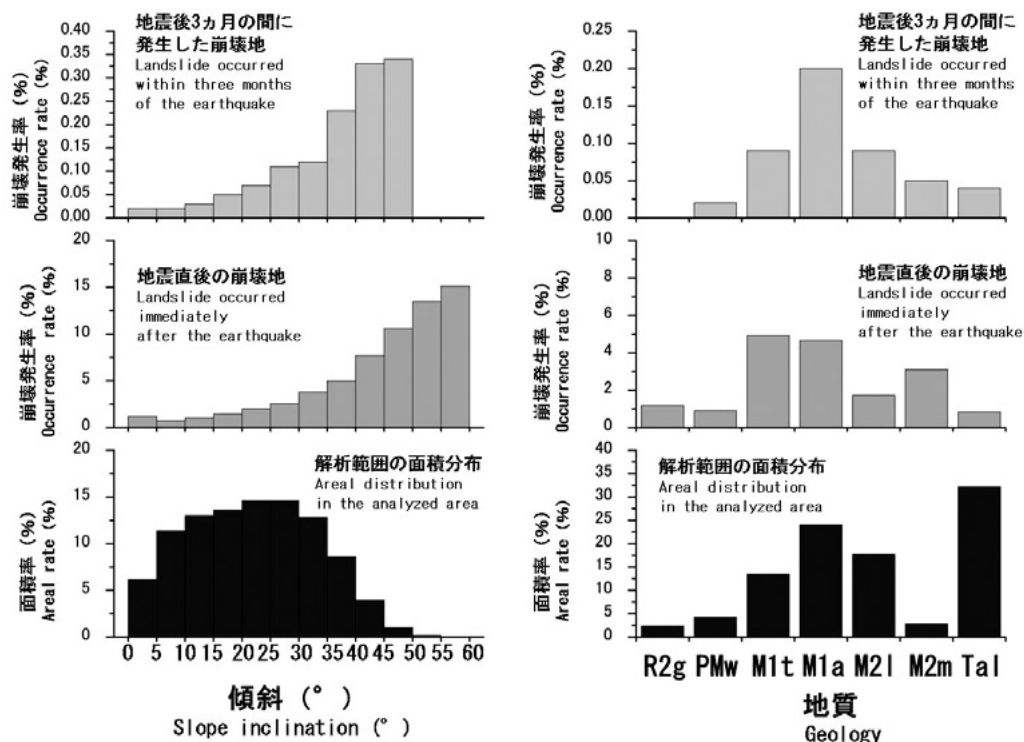


Fig. 10 磐井川流域における崩壊と傾斜と地質の関係。下段のグラフ：解析範囲内全体の面積分布率、中央のグラフ：地震直後に発生した崩壊の下段に示した地質・傾斜区分の面積に対する崩壊発生面積率、上段のグラフ：地震後3か月の間に発生した新規崩壊の下段に示した地質・傾斜区分の面積に対する崩壊発生面積率。地質の凡例は Fig. 6 および Table1 を参照。

Fig. 10 Relationship between landslides and slope inclination / geology in the Iwai River Area. The lower graph: Areal distribution in the analyzed area; the middle graph: landslide occurrence rate immediately after the earthquake in the analyzed area; the upper graph: new landslide occurrence rate within 3 months of the earthquake in the analyzed area. Geological legends are same as Fig. 6 and Table1.

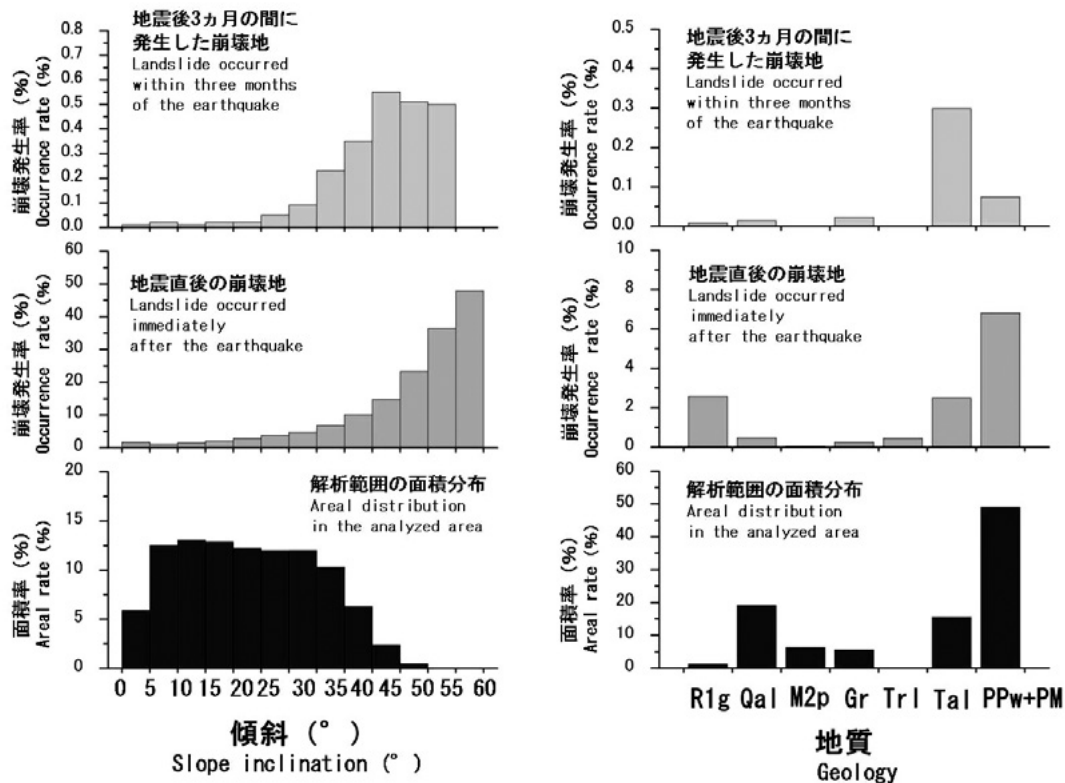


Fig.11 一迫川流域における崩壊と傾斜と地質の関係。グラフの解説は Fig.11 と同上。地質の凡例は Fig.8 および Table2 を参照。

Fig.11 Relationship between landslides and slope inclination / geology in the Ichihama River Area. The explanation of these graphs is the same as Fig. 10. Geological legends are same as Fig. 8 and Table2.

Table1 地質・傾斜条件ごとの新規崩壊発生率(%)：磐井川流域

Table1 New landslide incident rate of each geology and slope inclination condition: the Iwai River Area

地質 Geology	傾斜(°) Slope inclination											
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60
PMw	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00
M1t	0.04	0.04	0.02	0.07	0.07	0.16	0.14	0.15	0.42	0.35	0.00	0.00
M1a	0.10	0.09	0.09	0.07	0.14	0.21	0.25	0.36	0.52	0.40	0.00	0.00
M2l	0.02	0.03	0.03	0.06	0.07	0.09	0.05	0.24	0.73	0.53	0.00	0.00
M2m	0.08	0.00	0.00	0.06	0.12	0.07	0.10	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00
Tal	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	0.04	0.05	0.15	0.05	0.30	0.00	0.00

地質凡例 PMw：第三紀中新世後期溶結凝灰岩，M1t：第三紀中新世後期海成層（シルト岩・砂岩・凝灰岩），M1a：第三紀中新世後期海成層（酸性細粒～火山礫凝灰岩），M2l：第三紀中新世中期海成層（シルト岩），M2m：第三紀中新世中期海成層（中性～塩基性細粒～火山礫凝灰岩），Tal：第三紀安山岩（溶岩）及び貫入岩類など

Legend: PMw: Late Miocene- early Pliocene welded tuff, M1t: Late Miocene Marine sediments (Siltstone or Sandstone, Tuff), M1a: Late Miocene Marine sediments (Silicic Fine to Lapilli-tuff), M2l: Middle Miocene Marine sediments (Siltstone), M2m: Middle Miocene Marine sediments (Intermediate to mafic Fine- to Lapilli-tuff), Tal: Tertiary andesite lava and intrusive rocks and so on.

※赤枠、及び黄色枠はFig.12で示す新規崩壊の発生する可能性が特に高い傾域及び高い傾域とした条件

Red and yellow frame shows the zoning condition where the landslides are newly occurred in Fig.12:
Red frame: possibility that the landslides newly occurs is especially high, Yellow frame: high.

Table2 地質・傾斜条件ごとの新規崩壊発生率(%)：一迫川流域

Table2 New landslide incident rate of each geology and slope inclination condition: the Ichihama River Area

Slope inclination 傾斜(°)		0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65
地質 Geology	R1g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Qal	0.01	0.01	0.00	0.01	0.02	0.04	0.05	0.12	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00
	Gr	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.02	0.12	0.04	0.00	0.00	0.00
	Tal	0.00	0.06	0.08	0.08	0.05	0.16	0.19	0.45	0.61	1.07	0.78	0.00	0.00
	PPw+PM	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.04	0.08	0.18	0.28	0.42	0.51	0.79	0.00

地質凡例 R1g: 沖積層(下位段丘堆積物), Qal: 第四紀安山岩(溶岩), Gr: 先第三紀花崗岩類, PPw: 第三紀鮮新世後期～第四紀更新世前期溶結凝灰岩, PM: 第三紀中新世後期～鮮新世前期湖成層, Tal: 第三紀安山岩(溶岩)及び貫入岩類など

Legend: R1g: Recent Alluvium Lower terrace sediments, Qal: Quaternary andesite lava, Gr: Pre-Tertiary Granitic rocks, PPw: Late Pliocene- early Pleistocene welded tuff (Kitagawa welded tuff), PM: Late Miocene- early Pliocene Lacustrine sediments, Tal: Tertiary andesite lava and intrusive rocks and so on.

※赤枠、及び黄色枠はFig.13a、13bで示す新規崩壊の発生する可能性が特に高い領域及び高い領域とした条件

Red and yellow frame shows the zoning condition where the landslides are newly occurred in Fig.13a and 13b; Red frame: possibility that the landslides newly occurs is especially high, Yellow frame: high.



Photo 1 磐井川流域の新規崩壊の頭部付近で確認された亀裂。位置は Fig.2 を参照。亀裂は新規崩壊につながっている。

Photo 1 Crack found near the top of new landslide in the Iwai River Area. Fig.2 shows the taking a picture position. The crack reaches the new landslide.



Photo 2 磐井川流域の新規崩壊地で見られた湧水。位置は Fig.2 を参照。

Photo 2 Spring water found on the new landslide in the Iwai River Area. Fig.2 shows the taking a picture position.



Photo3 一迫川流域の新規崩壊の発生が認められる斜面の周辺で認められた亀裂(矢印)。位置は Fig.13b を参照。

Photo3 Crack found near the new landslide in the Ichihama River Area (arrow). Fig.13b shows the taking a picture position.

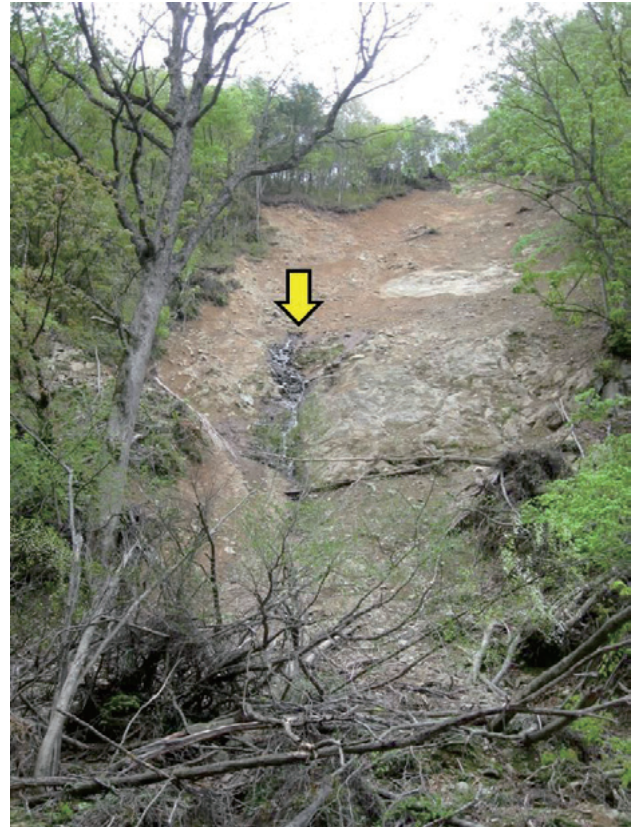


Photo4 一迫川流域の新規崩壊地で見られた湧水(矢印)。位置は Fig.13b を参照。

Photo4 Spring water found on the new landslide in the Ichihama River Area (arrow). Fig.13b shows the taking a picture position.

5. 考察

地震後3ヶ月の間には、年1回の回帰年である降雨が観察された。調査地周辺では気象観測が開始されて以来、2008年の地震が起こるまでは対策を講じる必要のある崩壊の発生は報告されていないことから、調査地周辺の斜面は富田ら(1996)が報告する阪神淡路大震災後に崩壊が発生した斜面と同様に、地震動により地震前に比べ少ない降雨で崩壊しやすい状況になっていることが考えられた。

磐井川流域では、震源に近いにも関わらず地震時に大規模な崩壊は一迫川流域に比べると発生しておらず、地震後に発生した崩壊地の拡大あるいは新規崩壊の発生も、発生面積は一迫川流域よりも小さかった。しかし、地震後に発生した崩壊地の拡大あるいは新規崩壊を解析範囲内で発生した全崩壊面積に対する発生率でみると磐井川流域のほうが高く、さらに新規崩壊の発生率が一迫川流域よりも高い傾向にあった。新規崩壊は地震時に崩壊が発生した地質・傾斜の条件と同じ場所で崩壊の発生率が高い傾向にあったが、とくに第三紀中新世後期海成層(酸性細粒～火山礫凝灰岩)

M1aの、傾斜が25度以上の斜面での崩壊発生率がほかの地質・傾斜条件に比べ高い傾向にあった。新規崩壊の周辺の斜面では今回の調査で確認されたほかにも多数の亀裂が確認されており(村上ら2009)、新規崩壊が発生した斜面でも崩壊に続く亀裂が確認されている(Photo1)ことから、平松ら(1999)による阪神淡路大震災の際の調査での報告と同様に、地震時に亀裂が発生し、それが弱線(面)となってその後の降雨の際に拡大することで新規崩壊が発生していることが推測された。なお、新規崩壊の発生場所では複数の地点で湧水がみられることが多く、湧水の存在も地震後の崩壊の発生に関係していることが示唆されるが、これについては十分な調査を行っていないため、今後の検討事項である。

一迫川流域では地質によって地震後の崩壊に差異が認められた。地震時に崩壊が多く発生した第三紀中新世後期～鮮新世前期の湖成層PMとその上位の溶第三紀鮮新世後期～第四紀更新世前期結凝灰岩PPwが分布する斜面では、大丸ら(2010)あるいは三森ら(2009)により、その地質構造が地震時の崩壊に影響を与えた

ことが指摘されている。PM とその上位に PPw が分布する斜面では大丸ら (2011) の温湯温泉上流の調査より、崩壊地の背後に存在していた線状凹地に新たな亀裂が入り、斜面が変形していたことを報告しており、地震後の崩壊の拡大はこのような変形がみられた斜面が、その後の降雨を引き金として拡大に至ったものと推測される。一方で、新規崩壊は地震直後には崩壊があまり認められなかった第三紀の安山岩溶岩および貫入岩類などからなる Tal が分布する、傾斜 35 度以上の斜面で多く認められる傾向があった。新規崩壊が多く認められる場所における調査は、崩壊斜面が急勾配なこともあり磐井川流域ほど十分な現地調査は行っていない。しかしながら、これまでに調査に入ることができた斜面では、磐井川流域同様の亀裂の発生が複数、確認されている (Photo 3)。これまでに確認された亀裂は、磐井川流域で確認されたような新規崩壊につながるものではなかったが、一迫川流域でも今回の地震後に新規崩壊の発生が認められた地質・傾斜条件の斜面では、弱線 (面) となる亀裂が地震時に形成されていることが考えられる。また、これらの新規崩壊の発生場所においても湧水が認められており (Photo 4)、湧水の存在と崩壊の発生についても検討していくことが必要であると考えられる。

Table 1 および 2 に示された地震後に新規崩壊の発生率が高かった地質と傾斜条件をもとに、今後、新規崩壊が発生する可能性が高い領域を Fig. 12 および Fig. 13a、b に示した。両流域とも、便宜的に Table 1、2 において崩壊発生率が 0.15 % 以上の地質・傾斜条件となる斜面を新規崩壊の発生する可能性が高い領域、0.2 % 以上の地質・傾斜条件となる斜面を新規崩壊の発生する可能性が特に高い領域とした。このうち、Table 2 において沖積層下位段丘堆積物 R1g で傾斜 25-30° の斜面で崩壊発生率が高くなっているが、これは別の地質・傾斜条件の斜面の崩壊地からの崩土を崩壊地として判読している可能性が高いため、領域からは除外した。Fig. 12 及び Fig. 13a、13b は地質と傾斜条件のみから推定したものであり、さらに、地震後の崩壊地の拡大および 2008 年 9 月以降に発生した新規崩壊については考慮していないため、崩壊の発生する危険が高い斜面を厳密には予測しているわけではない。予測するためには降雨データや震源からの距離および地震動の伝わり方、あるいは 2008 年 9 月以降に発生した崩壊箇所情報を追加するなど、さらなる検討が必要である。しかし、崩壊した場所と同じ地質・傾斜条件を持つ斜面を図的に示すことは今後の現地調査を進めるうえで有効な指標であると考えられる。Fig. 12 から、磐井川流域では地震時に崩壊が発生した地質・傾斜条件の斜面の周辺で新規崩壊が発生する危険性が高いことが推測された。一方で、一迫川流域では上流側の地震

時に崩壊が発生した地質・傾斜条件の斜面では新規崩壊の発生可能性は高くなく (Fig. 13a)、下流側の地震時に崩壊があまり発生していない地質・傾斜条件の斜面で新規崩壊の発生可能性が高い (Fig. 13b) という結果となった。これは、一迫川流域では地震時の崩壊の拡大が占める割合が高いこと、Fig. 13a、b で示した危険性は新規崩壊のみであり、崩壊の拡大については考慮していないことが理由の一つとして考えられる。しかし、少なくとも地震時に崩壊の発生が少なかった下流域の Tal の分布する傾斜 35° 以上の斜面では、今後の降雨により新規崩壊が起こる可能性が高いと考える。現地調査によると、各流域で新規崩壊が発生する可能性が高いとした地質・傾斜条件の斜面では、地震時に形成されたと推察される亀裂が多くの斜面で見ついている。このため、このような斜面においては、亀裂が弱線 (面) となることで今後の降雨による崩壊発生可能性が高いと考える。

6. まとめ

地震後の新規崩壊の発生地点の地質・傾斜条件をもとに新規崩壊の発生する危険性が高い斜面を Fig. 12 および Fig. 13a、b で示した。新規崩壊の発生する危険性が高い地質・傾斜条件は流域ごとに異なり、磐井川流域では地震時に崩壊が発生した地質・傾斜条件と同じ斜面で新規崩壊が発生する傾向が認められ、特に第三紀中新世後期海成層 (酸性細粒～火山礫凝灰岩) M1a が分布する傾斜が 25 度以上の斜面で発生率が高かった。一方で、一迫川流域では地震時に崩壊が多く発生した地質・傾斜条件である第三紀鮮新世後期～第四紀更新世前期溶結凝灰岩 PPw とその下層の第三紀中新世後期～鮮新世前期の湖成層 PM のユニットでは新規崩壊はあまり発生せず、地震時に崩壊があまり発生しなかった第三紀安山岩溶岩および貫入岩類などからなる Tal が分布する、傾斜が 35 度以上の斜面で発生率が高い傾向があった。これまでにに行った現地調査から、どちらの流域の新規崩壊が発生する可能性が高い地質・傾斜条件の斜面でも亀裂の発生が確認されており、それらが弱線 (面) となってその後の降雨により崩壊を発生しやすくしていることが推測された。今後は、降雨データや震源からの距離および地震動の伝わり方、あるいは 2008 年 9 月以降に発生した崩壊箇所の情報などを追加し、さらに現地調査などから弱線 (面) となる亀裂の存在といった斜面の変状を確認することで、より正確に将来的に崩壊の危険性の高い斜面を予測していくことが課題である。

謝辞

現地調査に際しては、林野庁東北森林管理局宮城北部森林管理署宮城山地災害復旧対策室、および岩手県

の関係各位より多大な協力をいただいた。なお、この研究は独立行政法人森林総合研究所運営費交付金プロジェクト(課題番号:200810)「岩手・宮城内陸地震によって発生した土砂災害の特徴と発生機構に関する研究」に基づいて行われて成果である。

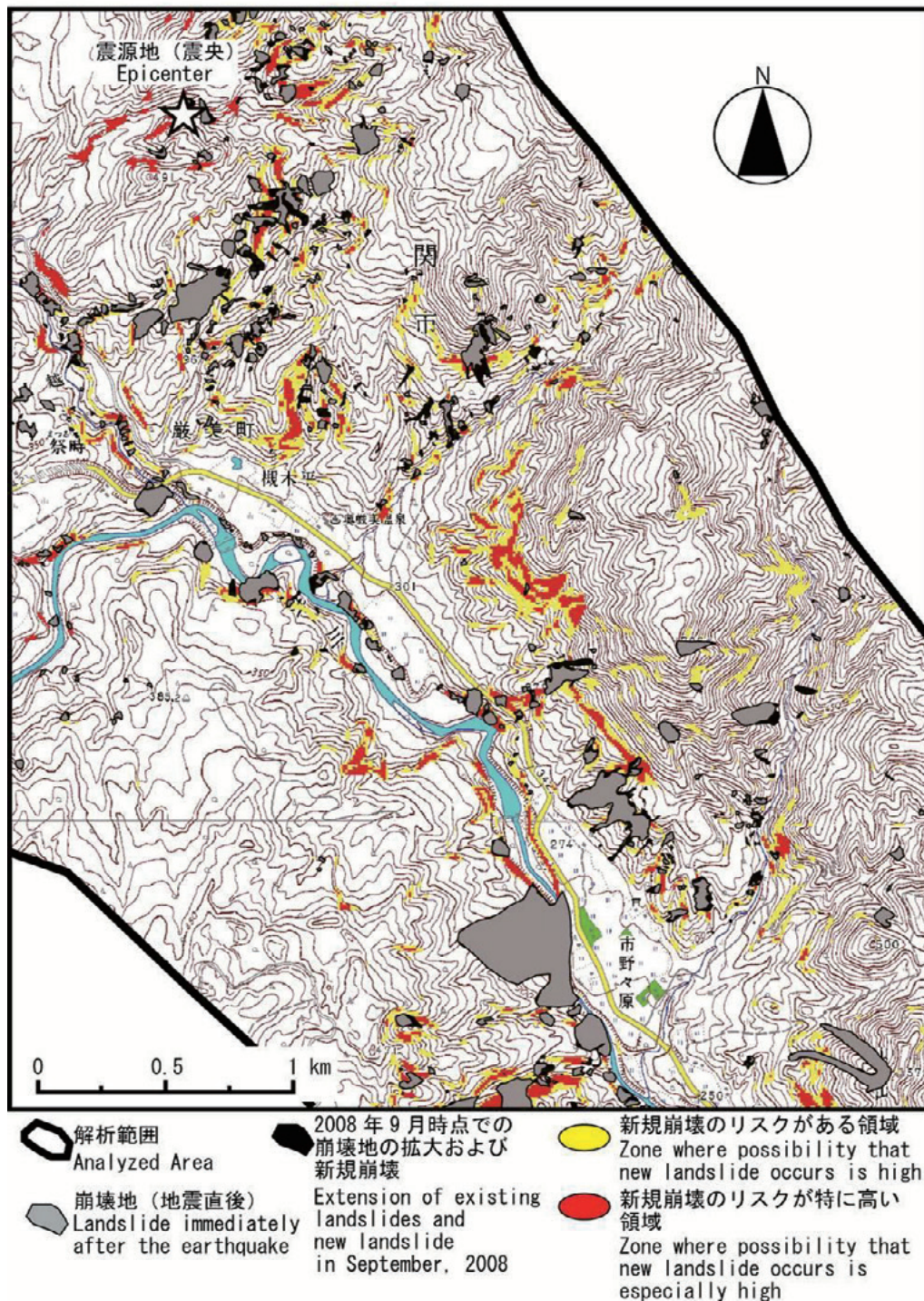


Fig.12 磐井川流域における地質と傾斜条件から抽出した新規崩壊発生危険領域。等高線図は1/2.5万地形図「真湯温泉」「高檜能山」「栗駒山」「本寺」を使用した。領域の条件はTable1に記載。

Fig.12 Zone with possibility that landslides newly occur in the Iwai River Area. We use the 1/25000 topographical maps 'Shinyuonsen', 'Takahinoyama', 'Kurikomayama' and 'Hondera' by Geospatial Information Authority of Japan. The zoning condition is described in Table1.

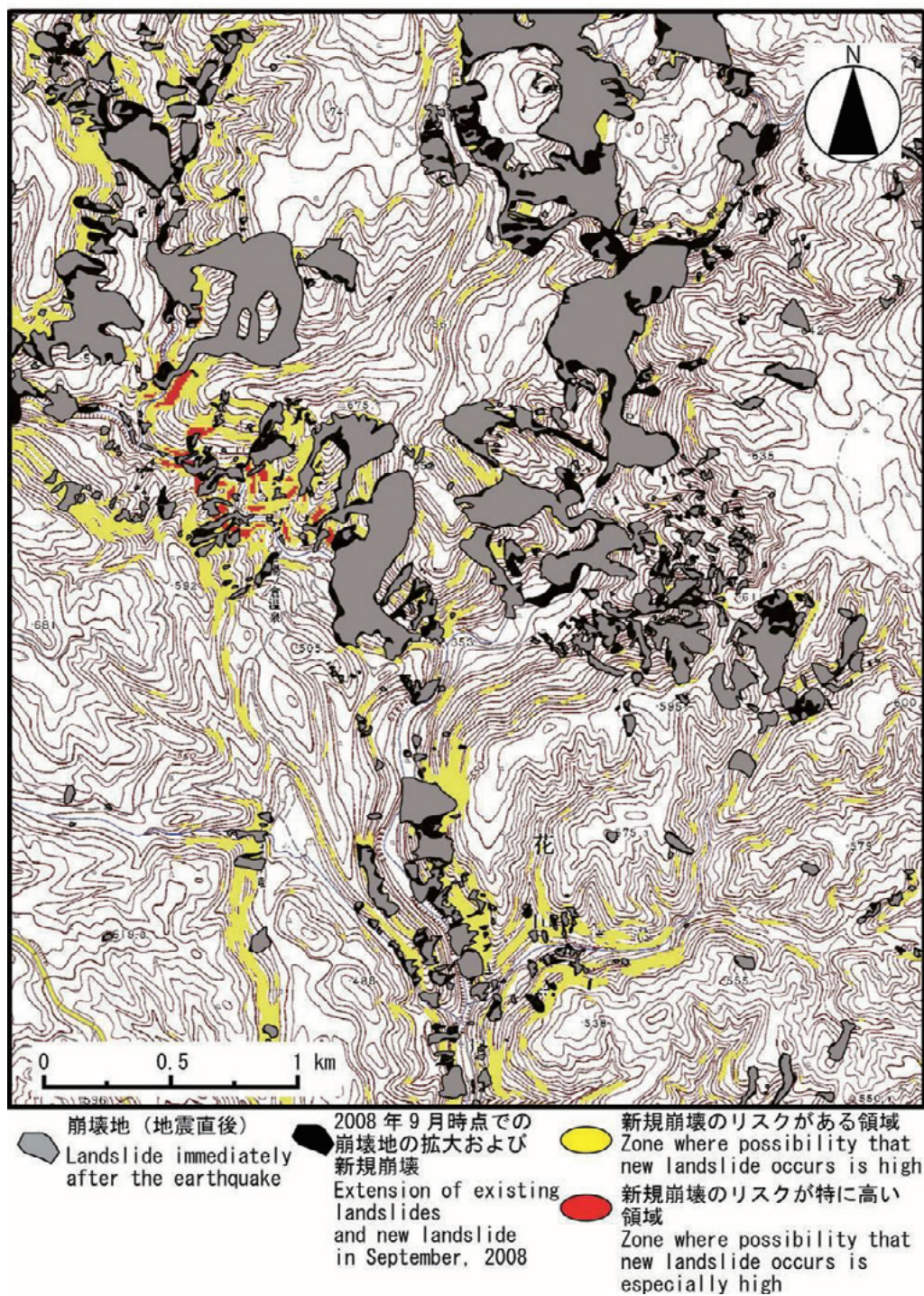


Fig.13a 一迫川流域における地質と傾斜条件から抽出した新規崩壊発生の危険領域（上流側）。等高線図は 1/2.5 万地形図「桂沢」「栗駒山」「軍沢」「切留」「花山湖」を使用した。領域の条件は Table2 に記載。

Fig.13a Zone with possibility that landslides newly occur in the Ichihama River Area (upper area). We use the 1/25000 topographical maps 'Katsurazawa', 'Kurikomayama', 'Ikusazawa', 'Kiridome' and 'Hanayamako' by Geospatial Information Authority of Japan. The zoning condition is described in Table2.

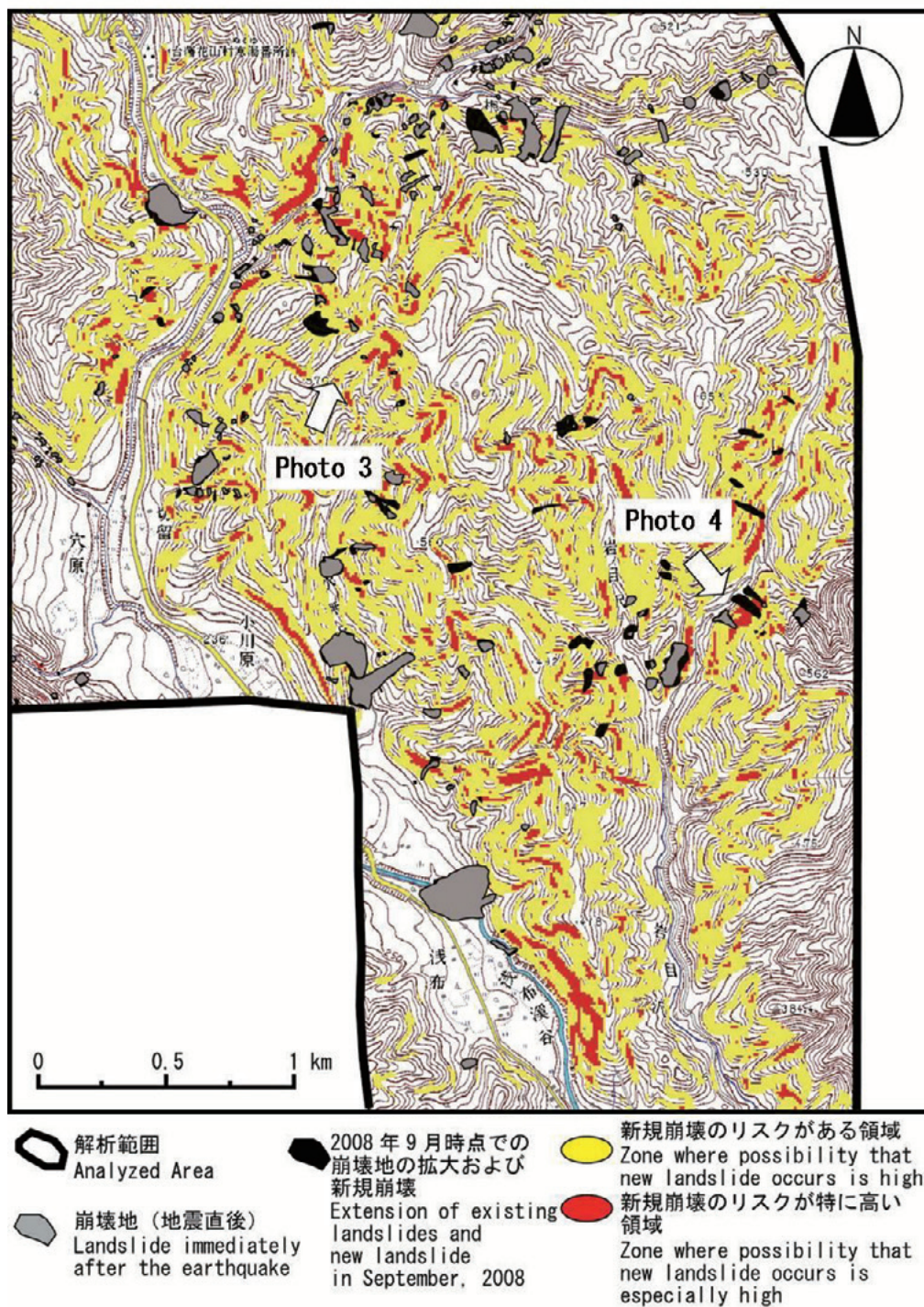


Fig.13b 一迫川流域における地質と傾斜条件から抽出した新規崩壊発生の危険領域（下流側）。等高線図は 1/2.5 万地形図「桂沢」「栗駒山」「軍沢」「切留」「花山湖」を使用した。領域の条件は Table2 に記載。

Fig.13b Zone with possibility that landslides newly occur in the Ichihama River Area (lower area). We use the 1/25000 topographical maps 'Katsurazawa', 'Kurikomayama', 'Ikusazawa', 'Kiridome' and 'Hanayamako' by Geospatial Information Authority of Japan. The zoning condition is described in Table2.

引用文献

- 大丸裕武・村上 亘・多田泰之・三森利昭 (2010) 岩手宮城内陸地震による一迫川上流部の崩壊発生とバレーバルジング, 地形, **31**, 61.
- 大丸裕武・村上 亘・多田泰之・岡本 隆・三森利昭・江坂文寿 (2011) 2008 年岩手・宮城内陸地震による一迫川上流域の崩壊発生環境, 地すべり学会誌, **48**, 147-159.
- 平松晋也・水山高久・石川芳治・小山内信智 (1999) 地震により斜面上に形成された亀裂が土砂生産危険度に及ぼす影響, 地すべり, **36** (2), 3-12.
- 北村 信 (1986) 新生代東北本州弧地質資料集, 第 2 巻その 8 島弧横断ルート No. 20 (鬼首ー細倉ー花泉).
- 古賀省三 (2007) 地球温暖化にもとづく土砂災害対応の課題, 砂防学会誌, **60** (4), 1-2.
- 小俣新重郎 (2005) 豪雨による斜面崩壊, 物理探査, **58**, 599-609.
- 栗駒地熱地質編集グループ (1986) 1/10 万栗駒地熱地質図説明書, 特殊地質図 (21-3), 地質調査所, 26p.
- 三森利昭・大丸裕武・黒川 潮・岡本 隆・村上 亘・多田泰之・小川泰浩・岡田康彦・大野泰宏・野口正二・安田幸生・浅野志穂・安田正次 (2009) 宮城・岩手内陸地震で発生した崩壊の特徴, 第 58 回平成 21 年度砂防学会研究発表会概要集, T-103.
- 宮崎裕子・千木良雅弘・黒川 潮 (2005) 2000 年新島・神津島近海地震とその後の降雨による崩壊発生の地質・地形的要因について: 流紋岩質溶岩と火砕物からなる斜面の崩壊の例, 地形, **26**, 205-204.
- 村上 亘・大丸裕武・小川泰浩・黒川 潮・多田泰之・三森利昭・安田正次・斎藤 仁 (2009) 岩手宮城内陸地震において崩壊斜面背後の山地稜線部に形成された亀裂, 2009 年春季学術大会日本地理学会発表要旨集, 217.
- 村上 亘・大丸裕武・江坂文寿 (2010) 2008 年岩手宮城内陸地震災害地での地震後の斜面崩壊発生の地形・地質的要因について, 日本地球惑星科学連合 2010 年大会予稿集, HDS021-09, CD-ROM.
- 沖村 孝・鳥居宣之・永井久徳 (1998) 地震後の降雨により発生した斜面崩壊メカニズムの一考察, 建設工学研究所論文報告集, No. **40-B**, 97-114.
- 田結庄良昭・藤田智子 (1996) 兵庫県南部地震とその後の降雨による斜面崩壊, 応用地質, **37** (3), 35-45.
- 富田陽子・桜井 亘・中 庸充 (1996) 六甲山系における地震後の降雨による崩壊地の拡大について, 新砂防, **48** (6), 15-21.
- 山越隆雄・松岡 暁・田村圭司・寺田秀樹・長井義樹・丸山 準・小竹利明・小川紀一郎 (2009) 地震後の降雨・融雪に伴う土砂生産特性について: 兵庫県南部地震と新潟県中越地震の比較, 地形, **30**, 54.
- 横山俊治・菊山浩喜 (1997) 1995 年兵庫県南部地震時に発生した六甲花崗岩地域の斜面崩壊の運動様式と機構, 地すべり, **34** (3), 17-24.

論文 (Original article)

東北地方太平洋沖地震による大津波を受けた三陸沿岸のスギ林土壌における塩害とその後の土壌環境の変化 —降雨に伴う自然排水がもたらす除塩の効果—

小野賢二^{1)*}、平井敬三²⁾

Effect of natural rainfall on desalination of seawater-inundated soil in forest damaged by 2011 Heisei Sanriku Mega-tsunami following Tohoku earthquake of the eastern Pacific coast

Kenji ONO^{1)*}, Keizo HIRAI²⁾

Abstract

The 2011 Heisei Sanriku Mega-tsunami destroyed much forest along the eastern Pacific coastline of Japan. Remote coastal forests such as cedar (*Cryptomeria japonica*) that received direct tsunami impact suffered damage from salination of forest soils resulting from seawater inundation. In our prior study, we clarified the distribution of the salination damage in cedar forests of the Sanriku coastline, and determined causes of this damage. In the present study, we continuously examined the progress of improvement in soil and forest floor conditions over time in seawater-inundated forests. A_0 layers and understory vegetation that were completely washed away from the forest floor by the tsunami gradually reformed and recovered owing to newly deposited litterfall and intrusion of herbaceous plants. Increases in pH(H_2O), electric conductivity (EC), and exchangeable Na^+ saturation percentage in seawater-inundated soils were halted, and soil improved with time. In June 2012, these measurements in inundated forest soils decreased to nearly the same levels as non-inundated soils. According to meteorological data from Kamaishi automatic weather station near the experimental sites, monthly precipitation from May to August 2011 ranged from 51 to 215 mm month⁻¹, less than or equal to the average. However, in September 2011, a typhoon dropped more than 400 mm of rain on this site in one event, which is equal to one quarter the annual precipitation. High levels of precipitation such as in this event may efficiently remove sea salt from seawater-inundated soils. In conclusion, the present study found an important role for natural precipitation in desalination of seawater-inundated forest soils.

Key words : desalination, precipitation, Sugi stand, Sanriku coast, salt injury, 2011 Heisei Sanriku Mega-tsunami, seawater inundation

要旨

東日本大震災では東日本の太平洋沿岸に大津波が襲来し、沿岸の海岸林は未曾有の被害に見舞われた。さらに津波による直接的な破壊を免れ震災直後には健全にみえた海岸林でも時間とともに針葉が赤褐色に変色する塩害が顕在化した。震災直後の調査では三陸沿岸の斜面に分布するスギ林における塩害の発生状況とその原因を解明した。本研究ではその後の時間経過に伴う林床環境や土壌の改善経過を検討した。津波により剥離され消失した A_0 層や林床植生は徐々に赤褐化したスギ針葉が枯死・脱落して堆積し、さらに林床に草本が侵入したため、14 ヶ月後には林床の被覆度は回復していた。津波到達箇所の土壌 pH (H_2O) や電気伝導度 (EC)、交換性 Na^+ 濃度は津波未到達箇所の土壌に比べ大きかったが、2011 年 10 月以降、津波未到達箇所の土壌に近い状態にまで低下した。当該試験地近くのアメダス釜石観測所における 2011 年 5～8 月の月別降水量をみると 51～215 mm/月で、平年並から平年以下の降水量であったが、9 月には平成 23 年台風 15 号に伴う大雨によって 400 mm 超の降雨に見舞われた。これは平均年降水量の 4 分の 1 以上に匹敵する量であり、この降水が被災林における土壌の除塩に寄与したと思われる。以上から、斜面においては自然起源の降雨に伴う土壌からの自然排水によって、津波による塩類土壌に対して除塩の効果が期待できることが明らかとなった。

キーワード : 除塩効果、降雨、スギ林、平成三陸大津波、土壌塩害、海水浸漬

原稿受付：平成 24 年 9 月 20 日 Received 20 September 2012 原稿受理：平成 24 年 11 月 21 日 Accepted 21 November 2012

1) 森林総合研究所東北支所 Tohoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) 森林総合研究所立地環境研究領域 Department of Forest Site Environment, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* 森林総合研究所東北支所 〒020-0123 岩手県盛岡市下厨川鍋屋敷 92-25 Tohoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 92-25 Nabeyashiki, Shimo-Kuriyagawa, Morioka, Iwate 020-0123, Japan.

1. はじめに

2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震により太平洋沿岸に大津波が襲来し、海岸林を壊滅させた。さらに、大津波による倒伏、根返りや折損などの直接的な破壊を免れて震災直後には健全にみえた海岸林でも、時間経過とともに針葉が赤褐化する現象が顕在化した。筆者らは、先行研究において、三陸沿岸津波浸水後背地のスギ林を現地踏査し、スギ針葉変色の実態を把握し、その発生原因を明らかにした（小野・平井 2012）。津波が浸水した土壌には、海水由来のナトリウムイオン (Na^+) が集積し、土壌 pH (H_2O) や電気伝導度 (EC) を上昇させた。それにより、①樹木への過剰な塩分吸収、②樹木が必要とする養分の吸収阻害、③浸透圧低下に伴う土壌中の水ポテンシャルの低下（米田 1958a; b; c）が誘因され、結果として、東北太平洋沿岸の津波浸水を受けたスギ林において針葉の赤褐変化が広範囲に発生したと結論した（小野・平井 2012）。

津波被災林の再生に際しては新規植栽木に対する津波浸漬の影響を排除するために、津波浸水地における塩類土壌を継続調査することによって土壌の化学性の改善状況を把握する必要がある。我が国の森林の多くは急傾斜地にあるため、津波被災林の除塩について農地同様に実施することは困難である。しかし、梅雨や台風等のまとまった降雨があるので、降雨による除塩が期待される。そこで、本論では、岩手県釜石市における津波被災スギ林において継続的に現地調査を行い、時間経過に伴うスギの被害進行状況や土壌化学性の変化を把握した。本研究はこれらの結果を基に津波被災林における降雨による除塩効果を明らかにすることを目的とした。

2. 調査地および方法

調査地は同一斜面上で針葉の赤褐変化が確認された被害林と未被害林が存在する岩手県釜石市鵜住居町のスギ林である（北緯 $39^\circ 19.7'$ 、東経 $141^\circ 53.8'$ 、標高 10 m）（Fig. 1）。土壌は適潤性褐色森林土 (B_p)（土じょう部, 1976）であり、表層地質は固結堆積物および古生代の泥岩である（経済企画庁総合開発局, 1975）。試験地に最も近いアメダス釜石観測所（北緯 $39^\circ 16.2'$ 、東経 $141^\circ 52.7'$ 、標高 5 m）における 2001 年から 2010 年の平均年降水量は 1,677 mm/年であった（気象庁, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>）。震災以降の 2011 年 5 月から 2012 年 5 月までの月別降水量および 1981 年 3 月から 2011 年 2 月までの平均月別降水量を Fig. 2 に示した。なお、2011 年 3 月、4 月における降水量は東日本大震災の影響で欠測している。

2011 年 6 月に設定したライントランセクト上の各調査地点において、2011 年 10 月および 2012 年 6 月に



図 1. 調査地の位置図 (1:25,000 国土地理院地形図 (釜石) 参照) (上図) およびライントランセクト配置の模式図 (下図)

Figure 1. Location of the studying sites and line transect arrangement

土壌表層部の状態（土性・土色・林床植生・被覆度・堆砂の有無・津波到達の有無）およびスギ針葉の赤褐変化の状況を目視によって観察した。さらに表層土壌 (0-10 cm) を採取して持ち帰り、乾燥、調製の後、土壌の一般化学性を分析した。一般化学性の分析項目は、土壌 pH (H_2O)、電気伝導度 (EC)、交換性陽イオン濃度、陽イオン交換容量、塩基飽和度である。各項目の分析方法は、小野・平井 (2012) と同様に行った。2011 年 6 月、2011 年 11 月、2012 年 6 月における結果を比較して、時間経過に伴う津波被災林の環境改善

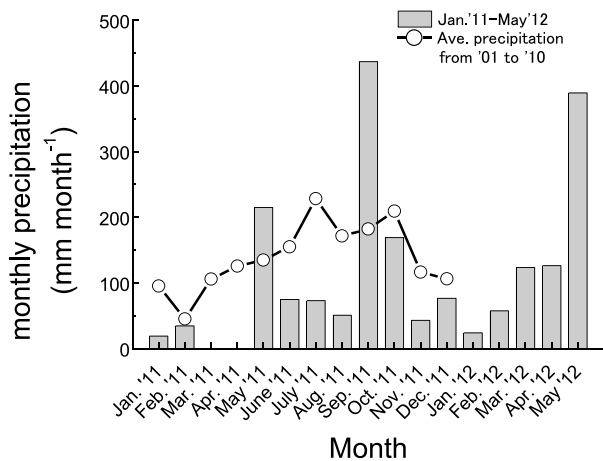


図2. アメダス釜石観測所における月別降水量の推移
Figure 2. Monthly precipitation at Kamaishi meteorological station by AMeDAS (automated meteorological data acquisition system) from 2001 to 2012.

状況を検討した。

3. 結果

1) スギ針葉の変色状況および林床環境の経時変化

津波発生から2ヶ月後の2011年6月23日における目視調査では、大槌湾に面した釜石市鶴住居の津波浸水後背地スギ林における塩害（針葉の赤褐変化）の発生範囲は、海水浸漬箇所に明確に一致した（Table 1）。本調査地における海水浸漬範囲は、津波による林床植生やA₀層の剥離状況から非常に明瞭であった。

その後、津波発生から7ヶ月後（2011年10月11日）、14ヶ月後（2012年6月1日）の当該被災林分の調査では、赤褐変化した針葉を有する枝の割合が減少し、緑葉を有する枝の割合が増加した（Table 1）。14ヶ月後の観察において、完全に枯死していたスギ個体は斜面最下部のNo.7, 8地点に集中していた（それぞれの地点の生残率は21%および3%）（Table 1, Photo 1）。それ以外の調査地点において枯死に至った個体は稀であった（Table 1）。また、津波発生2ヶ月後には津波によってA₀層は剥離され、流失していたが、時間の経過とともに赤褐変化したスギ針葉が枯死して落葉して堆積したため、A₀層は7ヶ月後、14ヶ月後には徐々に回復していた（Table 1, Photo 2）。林床植生に関しても、変色針葉の脱落に伴う光環境の変化に伴って林床に草本類をはじめとする植生が侵入し、林床の被覆度は津波発生14ヶ月後には全地点で100%となった（Table 1）。

2) 土壌 pH (H₂O)、電気伝導度、交換性陽イオン濃度、陽イオン交換容量および塩基飽和度の経時変化

2011年6月に採取した未風乾新鮮表層土壌（0～10 cm）のpH（H₂O）は、津波未到達箇所（採取地点1～3）では4.7～5.3であったが、津波到達箇所（採取地点4～7）では5.4～6.2に上昇した（Table 2）。その後、津波発生から7ヶ月後および14ヶ月後に津波到達箇所（採取地点4～7）から採取した表層土壌のpH（H₂O）は4.8～5.9であり、津波未到達箇所の土壌pH（H₂O）の値（4.3～5.0）までには回復して

表1. 津波被災スギ林の林床や表層土壌の状態と針葉変色の経時変化

Table 1. The states of forest floor, surface soil, and needle discoloration in the seawater-inundated cedar forest at Kamaishi City, Iwate Prefecture from June 2011 to June 2012.

採取地点No.	1	2	3	4	5	6	7	8 ^a
斜度	34°	42°	38°	48°	38°	30°	30°	0°
津波到達	無	無	有(境界)	有	有	有	有	有
土壌への海砂混入	無	無	有	有	有	有	有	有
針葉の変色								
(11年6月時点)	無	無	無	一部の枝	全枝	全枝	全枝	--
(11年10月時点)	無	無	一部の枝	一部の枝	一部の枝	一部の枝	全枝	--
(12年6月時点)	無	無	無	無	無	一部の枝	殆どの枝	--
生残率(12年6月時点)	17/17	12/12	14/14	9/9	6/6	6/8	3/14	1/33
下層植生								
(11年6月時点)	有	有	無	無	無	無	無	--
(11年10月時点)	有	有	まれ	まれ	極まれ	極まれ	極まれ	--
(12年6月時点)	有	有	有	少	少	少	まれ	--
A ₀ 層								
(11年6月時点)	有	有	有	まれ	まれ	まれ	まれ	--
(11年10月時点)	有	有	有	有	有	有	有	--
(12年6月時点)	有	有	有	有	有	有	有	--
林床の被覆度*								
(11年6月時点)	>80%	>80%	70%	10%	10%	10%	5%	--
(11年10月時点)	100%	100%	80%	60%	40%	30%	30%	--
(12年6月時点)	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	--
A層土性	壤土	壤土	壤土	壤土	壤土	壤土	壤土	砂

林床の被覆度*: 目視による林床植生および堆積有機物を合わせた被覆度

^a採取地点No. 8は海から運ばれた堆砂溜まりの砂

表 2. 津波被災スギ林の表層土壌 (0-10 cm 深) における生土の pH(H₂O)、電気伝導度、交換性陽イオン濃度、および陽イオン交換容量の経時変化

Table 2. The values of pH(H₂O) and the concentrations of water-soluble cations in the soil suspension of each sampling point of seawater-inundated cedar forest at Kamaishi City, Iwate Prefecture from June 2011 to June 2012.

採取地点No.	1	2	3	4	5	6	7	8 ^a
津波到達	無	無	有(境界)	有	有	有	有	有
生土pH(H ₂ O) (1:2.5=土:水)								
(11年 6月時点)	4.74	5.25	5.28	5.70	5.44	5.95	6.21	7.94
(11年10月時点)	4.61	4.44	4.52	5.25	5.67	5.64	5.44	8.31
(12年 6月時点)	4.61	4.33	5.00	4.82	5.88	5.89	5.89	7.40
EC (dS m ⁻¹)*								
(11年 6月時点)	0.14	0.16	0.15	0.10	0.19	0.33	0.25	0.56
(11年10月時点)	0.12	0.11	0.10	0.14	0.07	0.07	0.07	0.18
(12年 6月時点)	0.10	0.13	0.08	0.09	0.06	0.07	0.07	0.20
塩基交換容量 (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)**								
(11年 6月時点)	52	64	48	45	50	44	55	7
(11年10月時点)	55	48	46	42	33	33	35	14
(12年 6月時点)	66	70	60	58	47	59	45	12
交換性Ca ²⁺ 濃度 (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)**								
(11年 6月時点)	7.2	9.7	3.0	1.2	2.1	1.6	6.8	4.8
(11年10月時点)	10.1	5.6	5.4	4.4	1.5	2.0	2.2	8.9
(12年 6月時点)	9.7	11.5	9.1	6.3	3.8	5.2	2.8	7.0
交換性Mg ²⁺ 濃度 (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)**								
(11年 6月時点)	1.9	3.8	1.8	1.4	2.2	2.2	6.5	3.0
(11年10月時点)	2.3	1.5	2.1	1.6	1.4	1.7	1.3	1.5
(12年 6月時点)	2.8	4.2	2.5	4.5	3.2	3.3	3.5	3.4
交換性Na ⁺ 濃度 (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)**								
(11年 6月時点)	0.11	0.44	1.74	1.77	2.80	3.37	6.81	3.40
(11年10月時点)	0.13	0.08	0.04	1.39	0.78	1.0	0.39	2.05
(12年 6月時点)	0.14	0.23	0.10	0.58	1.23	0.78	0.91	2.01
交換性K ⁺ 濃度 (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)**								
(11年 6月時点)	0.32	0.53	0.46	0.47	0.55	0.59	0.65	0.55
(11年10月時点)	0.22	0.23	0.24	0.19	0.22	0.34	0.46	1.07
(12年 6月時点)	0.30	0.51	0.30	0.61	0.73	0.36	1.04	0.64
交換性Ca ²⁺ 飽和度(%) (=交換性Ca ²⁺ /CEC×100)								
(11年 6月時点)	14	15	6	3	4	3	13	68
(11年10月時点)	18	11	12	11	5	6	6	63
(12年 6月時点)	15	16	15	11	8	9	6	58
交換性Mg ²⁺ 飽和度(%) (=交換性Mg ²⁺ /CEC×100)								
(11年 6月時点)	4	6	4	3	4	5	12	43
(11年10月時点)	4	3	4	4	4	5	4	10
(12年 6月時点)	4	6	4	8	7	6	8	28
交換性Na ⁺ 飽和度(%) (=交換性Na ⁺ /CEC×100)								
(11年 6月時点)	0.2	0.7	3.7	4.0	5.6	7.6	12.5	48
(11年10月時点)	0.2	0.2	0.1	3.3	2.3	3.1	1.1	15
(12年 6月時点)	0.2	0.3	0.2	1.0	2.6	1.3	2.0	17
交換性K ⁺ 飽和度(%) (=交換性K ⁺ /CEC×100)								
(11年 6月時点)	0.6	0.8	1.0	1.1	1.1	1.3	1.2	7.8
(11年10月時点)	0.4	0.5	0.5	0.5	0.7	1.0	1.3	7.6
(12年 6月時点)	0.4	0.7	0.5	1.0	1.6	0.6	2.3	5.3
全塩基飽和度(%) (=交換性Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺ /CEC)								
(11年 6月時点)	18	23	15	11	15	17	38	167
(11年10月時点)	23	15	17	18	12	15	12	95
(12年 6月時点)	20	23	20	21	19	16	18	108

*1:5水浸出法

**peech法

^a採取地点No. 8は海から運ばれた堆砂溜まりの砂



写真 1. 調査地の遠景 (釜石市鶴住居地区, 2012 年 6 月撮影)
Photo 1. Distant view of the study site.



写真 2. 津波浸水 14 ヶ月後の調査地スギ林林床の様子 (釜石市鶴住居地区, 2012 年 6 月撮影)
Photo 2. Forest conditions 14 months after seawater inundation with the Heisei Tohoku Massive Tsunami.

いないものの、時間経過に伴って低下していた (Table 2)。海から運ばれた堆砂 (採取地点 8) の pH (H_2O) は 7.4 ~ 8.3 を示し、津波発生 14 ヶ月後においても高い値を示した (Table 2)。津波到達箇所より採取した表層土壌の電気伝導度 (EC) は、2011 年 6 月で $0.10 \sim 0.33 \text{ dS m}^{-1}$ であったが、津波発生 14 ヶ月後には 0.1 dS m^{-1} 以下の値を示した (Table 2)。堆砂溜まりの砂においても、時間経過による EC の低下が認められた。

2011 年 6 月の時点の津波到達箇所における交換性 Na^+ 濃度は $1.8 \sim 6.8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 乾土を示し、津波未到達箇所の $0.1 \sim 1.7 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 乾土に比して最大で 60 倍も大きかった。しかし、それらの地点の交換性 Na^+ 濃度は時間とともに低下し、津波浸水後 14 ヶ月後におい $0.6 \sim 1.2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 乾土を示した。これらの値は 2011 年 6 月の値に対し最大でも 4 割のレベルまで低下した (Table 2)。堆砂においても時間経過に伴う交換性 Na^+ 濃度の低下は認められた。一方で、 Na^+ を除く交換性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 濃度および陽イオン交換容量 (CEC) はそれぞれ $1.2 \sim 10.1$ 、 $1.4 \sim 6.5$ 、 $0.2 \sim 1.0$ 、および $33 \sim 70 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 乾土と、試料採取時期や地点間で変動がみられたものの、津波浸水の有無や調査日時の違いによる差は認められなかった (Table

2)。なお、堆砂の CEC については $7 \sim 14 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 乾土と、表層土壌に比べ著しく低い値を示した。

全塩基飽和度は全調査期間で $11 \sim 38\%$ の範囲にあった (Table 2)。津波未到達箇所における全塩基飽和度の 6 ~ 8 割は交換性 Ca^{2+} に起因していた。一方、津波到達箇所においては 2011 年 6 月には交換性 Ca^{2+} と交換性 Na^+ が主に全塩基飽和度に寄与していた (ともに 2 割 ~ 4 割強の寄与率) が、時間の経過とともに交換性 Na^+ 濃度が低下したために津波発生 14 ヶ月後には交換性 Na^+ の寄与率は 1 割以下であり、一方で交換性 Ca^{2+} の寄与率は 3 割から 7 割強であった。津波浸水により海水由来の Na^+ の影響を強く受けた表層土壌において、時間経過とともに海水由来 Na^+ の影響は次第に低下したことが明らかとなった (Table 2)。

4. 考察

1) 時間の経過に伴う津波被災スギ林における林内環境の変化

今回の大津波のような一時的な海水浸漬による塩害は、土壌への過剰な塩類付加に起因する直接的な植物の生育障害に基づくとされている (米田, 1958a)。2011 年 6 月に釜石市鶴住居地区で行った調査では、津波浸水後背地スギ林で確認された針葉変色発生範囲

は海水浸漬箇所に明確に一致しており (Table 1)、津波浸水による塩害に起因したものであることが明らかとなった (小野・平井, 2012)。また、2011 年 10 月、12 年 6 月の追跡調査では、当該被災林分の多くの調査地点において赤褐変化した針葉を有する枝の割合が減少し、緑葉を有する枝の割合が増加しており、被災直後に針葉変色したスギ個体の一部は枯死にまで至らずに新たに緑葉を伸長させて生残していた (Table 1)。一方、斜面最下部の採取地点 No. 8 では変色した枝葉が脱落し、新たな緑葉を着葉せずに枯死に至ったスギ個体が確認されたが (Table 1, Photo 1)、これは、斜面下部では他地点に比べて海水浸漬直後 (2011 年 6 月) における土壌へのより高濃度の塩類集積 (Table 2) に起因したものであろう。

林床環境については、2011 年 6 月時点で津波により剥離、流去されていた A_0 層は、時間の経過とともに赤褐変化したスギ針葉が枯死して脱落して堆積したため、7 ヶ月後、14 ヶ月後には徐々に回復した (Table 1, Photo 2)。また、針葉変色やその枝葉脱落により林床の光環境も変化したため、津波により完全に流去し消失した林床植生も草本類の侵入により徐々に回復し、林床の被覆度は全調査地点で 100% に達した (Table 1)。当該試験地は斜度が 30° 以上の急傾斜地に位置する (Table 1) が、津波により破壊された林床環境が回復し、林床の被覆度が 100% となったことにより、雨滴衝撃による侵食、表土流亡のおそれは低減されたものと期待される。

2) 津波被災スギ林における土壌塩害の改善経過

大津波に伴う津波浸漬により発生した土壌の塩害に対して、津波被災農地では、排水経路の確保、土壌改良材の施用、耕起・砕土、弾丸暗渠の施工、湛水・排水の繰り返しによる塩分の洗い流しなど、土壌の理化学的な環境改善に向けた除塩作業の実施が可能である (農林水産省農村振興局, 2011)。しかしながら、森林の多くは機材、資材の設置が容易でない急傾斜地にあるため、津波被災林では農地同様に除塩を実施することは困難である。したがって降雨降雪の効果が期待される。そこで、時間経過に伴う津波被災林の土壌化学性をモニタリングし、降水量との関係から自然降水による除塩効果について検討した。

土壌の化学性に関して一部の項目では、2011 年 6 月の時点で海水浸漬の影響が強く認められていたが、時間の経過とともにその影響は徐々に低下していた (Table 2)。すなわち、2011 年 6 月においては、津波到達箇所では採取した土壌の pH (H_2O) や EC、交換性 Na^+ 濃度は、津波未到達箇所の土壌に比べて大きい値であったが、2011 年 10 月以降の調査では津波未到達箇所のレベルには回復していない項目もあったものの、概ね低下傾向を示した (Table 2)。土壌の pH (H_2O)、

EC の低下は、強塩基性を呈する、かつ土壌水に対して高い溶解性を有する Na^+ が土壌から徐々に溶脱、除塩されたことに起因したものである。

日本の森林土壌では、交換性塩基の含量は一般に $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$ の順である (河田, 1989)。2011 年 6 月の時点において津波によってもたらされた海水由来の Na^+ が土壌に過剰に集積していたことにより、試験地林分の土壌中の交換性 Na^+ 濃度は高く、土壌中の塩基バランスが悪化していた (Table 2, 小野・平井, 2012)。しかし、これらの Na^+ は時間の経過とともに徐々に土壌から溶脱、除塩されたことから、土壌中の塩基バランスが改善され、海水浸漬前の状態に近づいていることが確認された (Table 2)。これらの結果は、津波被災農地の塩類土壌の中でも比較的排水環境が良好な土壌と、概ね同様な傾向である (宮城県農業・園芸総合研究所, 2012)。なお、排水環境の悪い粘土質の埴土においては、砂土に比べて塩素やナトリウムが土壌中に残存しやすい。(宮城県農業・園芸総合研究所, 2012)。

農地土壌において塩害が起こりうる限界評価指標の一つに、 Na^+ 飽和度 (CEC に対する交換性 Na^+ 量の割合で表したもの) がある。一般に、農地土壌においては、 Na^+ 飽和度が 15% を超えると土壌の悪化が明確になるとされている (南條, 2012)。本試験地の土壌の Na^+ 飽和度は海水浸漬直後の 2011 年 6 月時点でさえ 15% を超える箇所はなく、農地土壌の基準では問題の無いレベルであった (Table 2)。しかしながら、スギは土壌中の塩分に対して極めて弱いとされている (本間, 1976)。そのため、農地土壌の基準では問題の無いレベルでもスギ針葉の変色という形で塩害が顕在化し (小野・平井, 2012)、極端に Na^+ 飽和度の高かった斜面最下部 (地点 No. 8) においては枯死に至ったものと推察される (Photo 1)。したがって、森林土壌には、農地土壌の基準をそのまま適用することはできない。

降水は除塩に大きく寄与すると考えられる。本試験地に最も近いアメダス釜石観測所 (北緯 $39^\circ 16.2'$ 、東経 $141^\circ 52.7'$ 、標高 5 m) のデータによると、岩手県釜石地域の平均年降水量は 1,677 mm/年である (気象庁, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>)。津波以後の月別降水量は、2011 年 5 月は 215 mm の降水があったものの、6 月から 8 月にかけては 51 ~ 75 mm/月で寡雨であった (Fig. 2)。しかし、9 月になると平成 23 年台風 15 号に伴う大雨によって 437 mm/月の降雨があった (Fig. 2)。これは平均年降水量の 25% 強に匹敵する。一降雨によりもたらされた降水量から類推すると、2011 年 9 月 20 日前後の台風 15 号に伴う降水が当該試験地の津波被災林土壌の除塩に大きく寄与したものと思われる。

森林の多くは急傾斜地であり、塩害を受けた津波被

災林土壌に対して農地同様の除塩作業を施すことは困難であるが、本研究における津波被災林土壌のモニタリング調査により、自然起源の降雨に伴う土壌からの自然排水によって、津波被災土壌に対して除塩の効果がみられることが明らかとなった。本試験地は津波浸水後背地斜面上にあるスギ林であった。津波浸水を受けた森林は、こうした津波浸水後背地ばかりでなく、海岸前線部の平坦地に広大に成立するクロマツを中心とした海岸林である。海岸林の復旧、再生に向けて、津波被災林の土壌の化学性を広域的、かつ継続的にモニタリングすることで、今後も土壌の化学性の改善状態を随時把握していくことが重要である。

謝辞

本研究の遂行にあたり、岩手県林業技術センター研究部 成松眞樹氏並びに蓬田英俊氏には試験地の設定や森林所有者の確認などにご高配いただいた。独立行政法人森林総合研究所東北支所 澤井恵子氏には本研究における試料調整、実験補助などにおいて多大なるご協力を頂いた。また、本報告をまとめるにあたっては、独立行政法人森林総合研究所東北支所 新山馨地域研究監、中村克典博士に懇切なご助言、ご指導を頂いた。これらの方々に深く感謝の意を表する。

本研究は、農林水産省平成 23 年度新たな農林水産政策を推進する実用技術開発事業緊急対応研究課題「津波で被災した海岸林の赤枯れ現象の実態把握と原因解明」および森林総合研究所運営費交付金プロジェクト「東日本大震災で被災した海岸林の復興技術の高度化」などによって行われたものである。

このたびの地震津波で被災された方々に、心からお見舞い申し上げます。

引用文献

- 土じょう部 (1976) 林野土壌の分類 (1975), 林試研報, 280, 1-28.
- 本間 啓 (1976) 特殊環境地の植物, 遺伝 1976 年 2 月号, 41-46.
- 河田 弘 (1989) 森林土壌学概論, 博友社, 399 pp.
- 経済企画庁総合開発局 (1975) 国土調査 (岩手県)
- 宮城県農業・園芸総合研究所 (2012) “農業早期復興プロジェクト 海水流入のうちの実態把握と早期改善 園芸土壌調査 畑作地における塩類濃度の推移の調査”, http://www.pref.miyagi.jp/res_center/revival/revival1/revival1_2_1.html, (参照 2012-9-8)
- 南條正巳 (2012) “一般社団法人日本土壌肥料学会 土と肥料の講演会 農耕地土壌における大津波の被害実態と塩害対策の概要”, <http://jssspn.jp/info/nuclear/2012/>, (参照 2012-9-8)
- 農林水産省農村振興局 (2011) “農地の除塩マニュアル”, 農林水産省 <http://www.maff.go.jp/j/press/nousin/saigai/pdf/110414-01.pdf>
- 小野賢二・平井敬三 (2012) 東日本太平洋沖地震大津波が三陸沿岸地域におけるスギ林針葉の赤褐変化に及ぼした影響, 森林総合研究所研究報告, 11, 33-42.
- 米田茂男 (1958a) 塩害と土壌 [1], 農業及園芸, 33, 1028-2032.
- 米田茂男 (1958b) 塩害と土壌 [2], 農業及園芸, 33, 1077-1080.
- 米田茂男 (1958c) 塩害と土壌 [3], 農業及園芸, 33, 1338-1342.

論文 (Original article)

東北地方太平洋沖地震による大津波の襲来を受けた 東北太平洋沿岸の海岸マツ林の土壌環境 — 津波浸漬 7 ヶ月後の現地調査から —

小野賢二^{1)*}、中村克典¹⁾、田中永晴²⁾、古澤仁美²⁾、平井敬三²⁾

Soil conditions in coastal pine forests damaged by the Heisei-Sanriku Mega-tsunami following Tohoku Earthquake along the eastern Pacific coast of Japan 2011

Kenji ONO^{1)*}, Katsunori NAKAMURA¹⁾, Nagaharu TANAKA²⁾,
Hitomi FURUSAWA²⁾, Keizo HIRAI²⁾

Abstract

We analyzed the seawater-inundated forest soils that are typically dominated by Japanese black and red pine along the eastern Pacific coastline of Japan to evaluate the influence of seawater inundation from the 2011 Heisei-Sanriku Mega-tsunami on coastal forest soils. Seawater inundation from the tsunami brought the following distinctive changes to the morphology of coastal forest soils: 1) complete washout of the litter layer and understory vegetation from forest floors, 2) deposited sea sand on forest floors, and 3) buried A (2A) horizons under sea sand deposits. Also, seawater inundation caused extreme incremental changes to the soil pH(H₂O) in 2A horizons with a large amount of humic substrates. Original values of the soil pH(H₂O) in surface A horizons are primarily acidic because of an abundance of humified organic acids in soil. Thus, soil pH(H₂O) in upper layers is generally acidic and that in lower layers is neutral or basic. Seawater inundation and the sea sand deposits on coastal forest soils carried a large influx of strong base cations, which neutralized organic acids in the humus-rich A horizons and eventually caused an increase in the soil pH(H₂O). Before the Mega-tsunami, surface A horizons contained rhizospheres, which are areas of active symbiosis between mycorrhiza and roots. Therefore, the incremental changes of soil pH(H₂O) in the 2A horizons caused by the tsunami may strongly affect the microenvironments of the rhizospheres and in turn cause severe damages, including needle discoloration, debilitation, droop, and finally death, to broad areas of pine forests along the eastern Pacific coastline. Other measures of soil chemistry (e.g., electric conductivity, exchangeable cation content) were little changed after seawater inundation because coastal forest soils are classified as sand-rich immature soils. In conclusion, reforestation efforts in seawater-inundated forest along the Pacific coastal areas affected by the tsunami will require continued soil chemistry monitoring and rehabilitation.

Key words : Reforestation, coastal pine forest, the Heisei-Sanriku Mega-tsunami, seawater inundation, soil pH(H₂O), rhizosphere

要旨

2011 年 3 月の平成三陸大津波が海岸林土壌に与えた影響を検討するため東北沿岸の津波被災マツ林を対象に土壌調査を行った。津波は①リター層と林床植生の流失、②海砂による堆砂層の形成、③堆砂層下への A 層の埋没等、海岸林土壌に形態的变化をもたらした。海岸林土壌は一般に腐植と養分に乏しい砂質な未熟土が多いことから、津波によって断面形態は変化していなかったと推察される。土壌化学性については、埋没 A 層 (2A 層) での pH (H₂O) 上昇が顕著に認められた。電気伝導度や塩基交換容量、交換性塩基含量には明瞭な影響を認めなかった。これは海岸林土壌が砂質であることによる。一般に海岸林土壌の pH (H₂O) は腐植が多量に混入する土壌表層で低く、下層で高い。pH≥8 の海水浸漬や海水・海塩を含む海砂堆積が海岸林土壌に大量の強い塩基類をもたらした、リター分解に伴って生成される土壌中の有機酸を中和したため、土壌 pH (H₂O) は上昇したと考えられる。津波被害前に表層土壌であった 2A 層にはマツや林床植生の根系が発達し養分吸収を助ける根圏微生物の活動層が認められた。2A 層の pH (H₂O) 上昇はマツの根やそれと共生関係にある菌根菌等の微生物相に著しく影響し、海岸マツ林に針葉変色や衰弱、萎凋、枯損等被害をもたらしたと考えられた。海岸林再生のため植栽する苗木への津波浸漬の影響を抑えるには、土壌環境や理化学性を把握した上で生物活性の高い A 層の化学性改善を図る必要がある。

キーワード : 海岸林再生、マツ林、東日本大震災、土壌 pH、海水浸漬、根圏土壌

原稿受付 : 平成 24 年 10 月 29 日 Received 29 October 2012 原稿受理 : 平成 25 年 1 月 22 日 Accepted 22 January 2013

1) 森林総合研究所東北支所 Tohoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) 森林総合研究所立地環境研究領域 Department of Forest Site Environment, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* 森林総合研究所東北支所 〒020-0123 岩手県盛岡市下厨川鍋屋敷 92-25 Tohoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 92-25 Nabeyashiki, Shimo-Kuriyagawa, Morioka, Iwate 020-0123, Japan.

1. はじめに

2011年3月11日14時46分に宮城県太平洋沖を震源として発生した東北地方太平洋沖地震では、大規模な津波が東北地方の太平洋沿岸に襲来し、未曾有の大災害を引き起こした。海岸前線部に生育していたクロマツやアカマツ（両種を区別しない場合、あわせてマツとする）やその後背地に分布していたスギなどから成る海岸林の多くは、倒伏、根返り、傾斜や折損など直接的な被害を受けた（坂本 2011, 2012, 中村ら 2012, 星野 2012）。この津波による青森、岩手、宮城、福島、茨城、千葉の6県の海岸林の浸水被害は、約3,660haにも及んだ（東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会 2012）。

一方で、津波による極端な樹体の損傷を受けず見かけ上は健全な海岸林が震災直後から2011年6月頃まで沿岸の各地に存在した（中村ら 2012）。しかし、こうした海岸林でも、時間経過に伴って針葉の変色・萎凋、樹勢衰退、さらには枯死が見られるようになった（河北新報社 2011, 中村ら 2012）。これらの海岸林では土壌が津波襲来の際には海水によって冠水し、さらにその地表面には大量の海砂が堆積していた（中村 2011, 中村ら 2012）。したがって、大津波がもたらした塩分が針葉変色・萎凋、樹勢衰退・枯死などの現象を引き起こした可能性がある。

高潮や潮風害などによって農地に生じる土壌塩害については、古くから多くの研究がなされてきた（米田 1958a, b, c, 間藤 1989, 1997）。土壌への海水浸水やその地表面への海砂の堆積は、そこに生育する樹体内への過剰な塩分吸収・集積、塩分の拮抗作用による養分吸収阻害、植物内外の浸透圧差減少による吸水能の低下（米田 1958a, b, c, 農林水産省農村振興局 2011）を引き起こすとされる。津波被災林においてもこれらの要因は樹木の萎凋や生育不良、枯死の原因となる。また津波浸水地を対象として造林をする際には苗木の活着や生育不良の原因となる。したがって、海岸林の再生に向け、津波被災後の土壌環境を把握することが必要である。

本論では、東北沿岸地域の海岸林で土壌調査した結果を解析し、津波被災7ヶ月後の海岸林土壌の実態を明らかにする。津波浸水後背地に位置するスギ林に関しては、すでに報告済みである（小野・平井 2012）。本論では海岸前線部に位置し、主要な海岸林であるマツ林に焦点を絞って議論する。津波の被害を受けていない林分の土壌化学性については、これまでの研究成果（農林水産技術会議事務局 1987, 田中ら 1992a, b）を参考に、津波侵入・海水浸水の有無による違いを比較、検討する際のリファレンスデータとした。一部の未測定項目については今回、保存土壌試料を利用して新たに分析を行った。

2. 調査地および方法

1) 調査地の概要および現地調査項目

津波を受けた海岸マツ林における土壌の状況を把握するため、青森県八戸市市川（北緯40°35.0′、東経141°28.2′）、宮城県東松島市浜市（北緯38°23.0′、東経141°11.0′）、同亘理町吉田浜（北緯37°59.9′、東経140°54.8′）の海岸前線部とその後背地、または後背地の前縁とその背後に調査地を設定した（図1）。いずれの試験地も、土壌は未熟土であり（土じょう部 1976）、表層地質は砂を中心とした未固結堆積物（経済企画庁総合開発局 1970, 1972）である。また、試験地すべてにおいて、東日本大震災では津波が浸入し、海水によって浸漬された。被災7ヶ月後の2011年10月に、各試験地で樹木の衰弱程度や津波到達の有無、土壌表層の土性、土色、下層植生、A₀層の有無、堆砂を調査した。さらに、各試験地のそれぞれ3箇所ですりおろし土壌断面調査と層位ごとに土壌試料の採取を行い、化学性の分析に供した。

2) 土壌の化学性の分析

土壌化学性の分析は国有林林野土壌調査方法書（林野庁・林業試験場 1955）に準じて行った。採取した土壌試料は風乾し、風乾試料を2 mm メッシュの円孔篩を用いて篩別した後、分析に供した。分析項目は、pH (H₂O)、電気伝導度 (Electrical Conductivity, 以下、「EC」という)、交換性塩基含量、塩基交換容量 (Cation Exchangable Capacity, 以下、「CEC」という)、塩基飽和度である。土壌のpH(H₂O)は、乾土10 gに対して水25 mlの割合で脱イオン水に懸濁し、ガラス電極法により測定した。土壌懸濁液のECは1:5水浸出法に準じて測定した。CECと交換性塩基含量はpeeceh法により抽出し、それぞれ比色法（インドフェノール青法）および原子吸光法（株式会社日立ハイテクノロジー Z-5310）で分析した。

3) リファレンスデータ

飛砂・潮風防止、高潮・津波被害低減などの環境保全機能の維持強化を目指した海岸林の管理方法の策定のために、1978年から1982年にかけて環境庁一括計上国立機関公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」が行われ、海岸林の土壌断面形態および化学性についての調査結果が報告されている（農林水産技術会議事務局 1987, 田中ら 1992a, b）。本研究では、調査報告書および当時の野帳、分析ノートから必要な分析値を記述し、1987年および1992年当時に未分析であった項目については、森林総合研究所立地環境研究領域に保存されている土壌試料を分析して求めた。この研究課題で対象とされた茨城県東海村村松（北緯36°26.9′、東経140°36.3′）および同北茨城市大津港

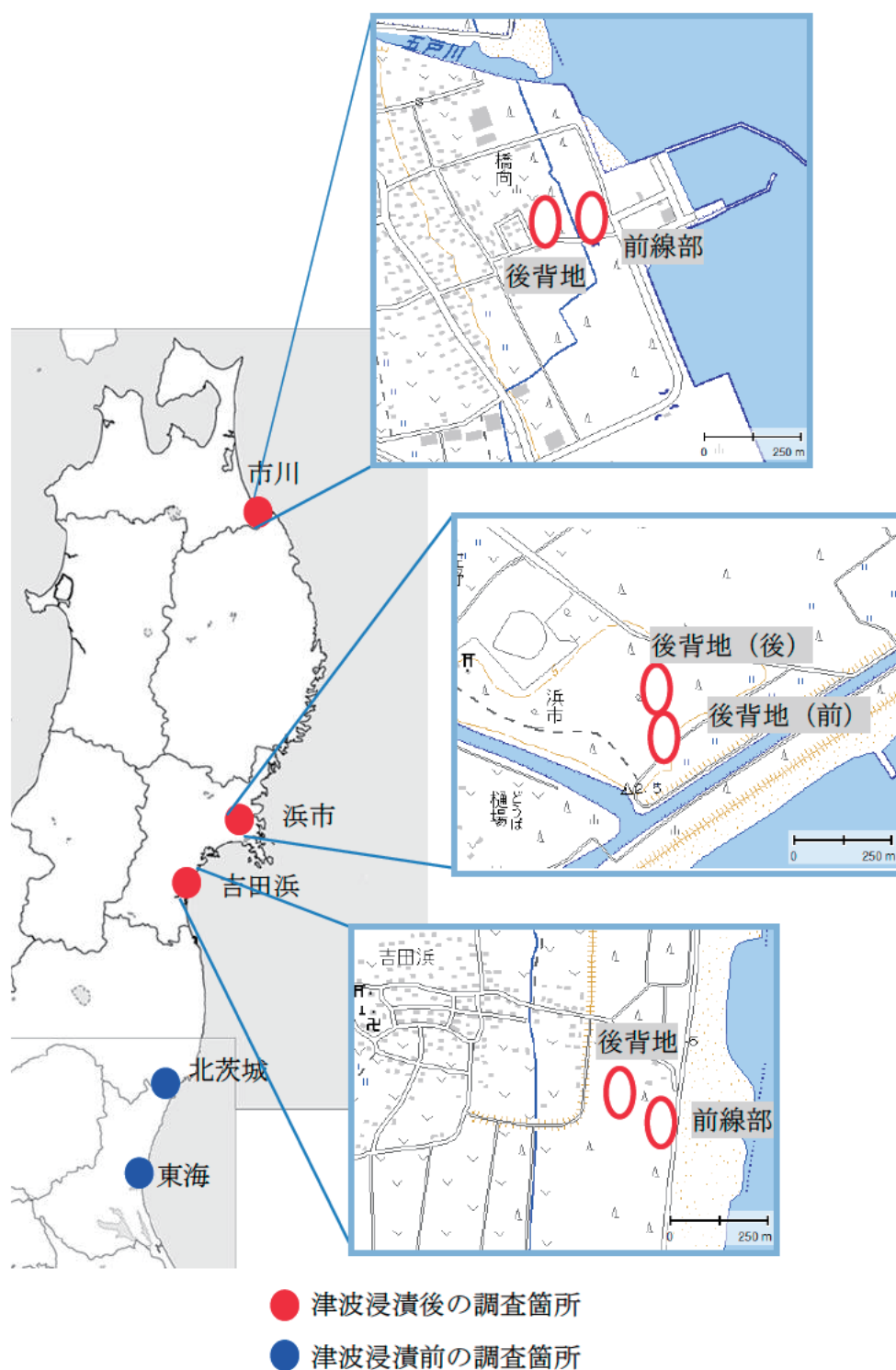


図 1. 本研究における調査地位置と各試験地の概略図
Figure 1. Studying sites in the present study.

南（北緯 $36^{\circ}48.6'$ 、東経 $140^{\circ}45.9'$ ）の海岸林土壌のデータをリファレンスデータとして利用した。

3. 結果

1) 津波被災後のマツ海岸林土壌の断面形態

前線部、後背地に関わらず、今回調査の全試験地で、津波が浸入し、海水浸漬の被害を受けた。試験地内には津波による倒伏、根返り、折損を免れたマツが残存していたが、被災7ヶ月後の2011年10月時点では、その多くで針葉が褐色化しており、樹木の萎凋・衰弱

が認められた（Photo 1）。場所によってはほぼ全個体が枯死した試験地もあった（Table 1）。これらの試験地の林床には、津波によって運ばれた海砂が堆積していた（Table 1, Photo 2）。宮城県亘理町吉田浜および青森県八戸市市川では、前線部、後背地問わず30 cm以上の非常に厚い堆砂が認められた（Photo 2）。津波発生から7ヶ月余りが経過していたこともあり、林床には海岸性植物の侵入が認められ、下層植生が回復していた（Table 1, Photo 3）。さらに針葉の赤褐化の後、枯死して脱落したマツ落葉などの堆積により0～

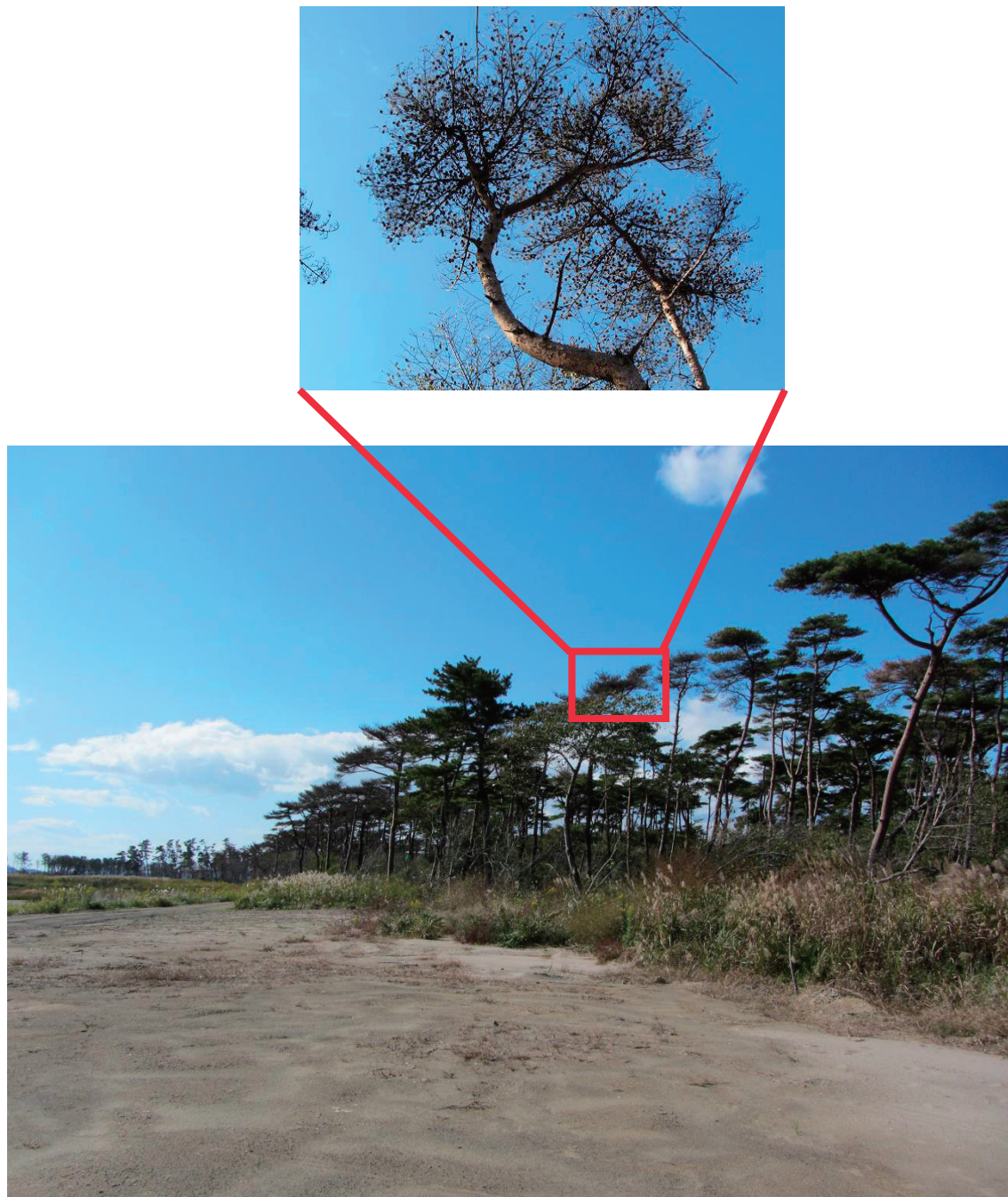


写真1. 津波浸漬を受けた海岸マツ林（宮城県東松島市浜市2011年10月撮影）

各地で、針葉の変色、樹勢の衰弱、多数の結実などが確認された。

Photo 1. Coastal pine forests affected by the Heisei-Sanriku Mega-tsunami following Tohoku Earthquake along the eastern Pacific coast of Japan 2011.

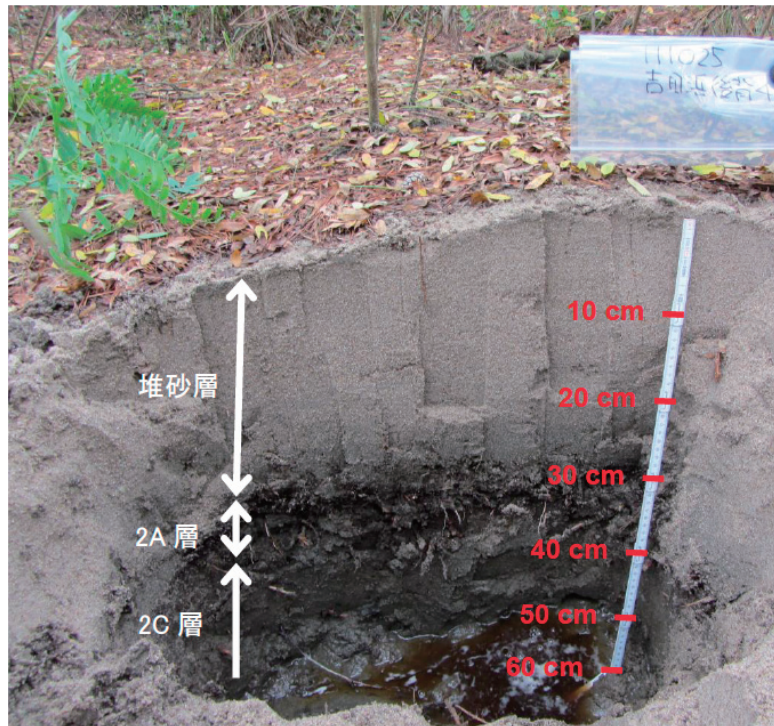


写真 2. 津波浸漬を受けた海岸マツ林の土壌（宮城県亶理町吉田浜 2011 年 10 月撮影）
Photo 2. Soil profiles of the coastal pine forests affected by the Heisei-Sanriku Mega-tsunami following Tohoku Earthquake along the eastern Pacific coast of Japan 2011



写真 3. 津波浸漬を受けた海岸マツ林林床の様子（宮城県亶理町吉田浜 2011 年 10 月撮影）リターが堆積し、下層植生の回復が始まっていた。

Photo 3. Forest floor of the coastal pine forests affected by the Heisei-Sanriku Mega-tsunami following Tohoku Earthquake along the eastern Pacific coast of Japan 2011.

3 cm 厚程度の A₀ 層 (L 層) の形成が認められた (Table 1, Photos 2, 3)。土壌断面調査を行ったところ、いずれの試験地でも堆砂層の下には 3 ~ 9cm 厚の赤黒色 (2.5YR2/1) ~ 赤褐灰色 (2.5YR3/1) ~ 極暗赤褐色 (2.5YR2/2 ~ 3) の埋没 A 層 (2A 層) が認められた。2A 層内にはマツ細根や津波被災前に生育していた下層植生の根系と、それらに由来する腐植の混入が認められた (Photo 2)。2A 層の下には、すぐに砂質の 2C 層が存在した。宮城県亘理町吉田浜の試験地では 65 cm の深度に地下水面が確認され、被災前に発達していたマツの根系が水没していた (Photo 2)。

2) 津波被災マツ林土壌の化学性

土壌化学性は各試験地の前線部、後背地による違いは認められなかった (Table 1)。未風乾新鮮土壌の pH (H₂O) は表層の堆砂層で 7.0 ~ 9.6 と、中性 ~ アルカリ性を示した。2A 層の pH (H₂O) は 6.6 ~ 7.7、その下の 2C 層は 6.9 ~ 8.1 と、中性 ~ 弱アルカリ性で、堆砂層よりやや低い値であった (Table 1)。表層土壌の EC は全般に高く、2A 層で 1.5 ~ 6.9 mS m⁻¹ で、堆砂層と 2C 層は 0.4 ~ 2.4 mS m⁻¹ であった (Table 1)。各層の CEC は全般に低く、堆砂層で 1.5 ~ 12.0、2A 層で 16.1 ~ 26.7、2C 層で 3.1 ~ 7.6 cmol_c kg⁻¹ の範囲であった。これは、どの試験地も土性が砂土 (S) または壤質砂土 (LS) であり、腐植が乏しい未熟土であるためと考えられた。ただし、交換性塩基含量に関しては、その種類によってその値に差が見られ、交換性 Ca²⁺ は、堆砂層で 0.6 ~ 9.7、2A 層で 1.6 ~ 7.2 cmol_c kg⁻¹ とやや高く、2C 層では 0.2 ~ 1.8 cmol_c kg⁻¹ と低い傾向を示した (Table 1)。交換性 Mg²⁺ と Na⁺ は、2A 層でそれぞれ 2.9 ~ 5.6、1.5 ~ 9.2 cmol_c kg⁻¹ と高く、次いで堆砂層でそれぞれ 1.2 ~ 3.5、0.3 ~ 2.5 cmol_c kg⁻¹ であり、C 層はともに低くそれぞれ 0.4 ~ 0.9、0.5 ~ 1.9 cmol_c kg⁻¹ であった (Table 1)。交換性 K⁺ 含量は全層で大きな差はなく、0.2 ~ 2.2 cmol_c kg⁻¹ の範囲にあった (Table 1)。塩基飽和度は CEC が低いと全般に高く、試験地の場所や層位の違いによらず、宮城県亘理町吉田浜や青森県八戸市市川の堆砂層などでは成分によって 100% を超えるものが認められた (Table 1)。したがって、全塩基飽和度はいずれも 20% 以上であった (Table 1)。

3) 津波未被災海岸林の立地環境とその土壌化学性

津波未被災海岸林の立地環境とその土壌化学性の結果を Table 2 にまとめた。この調査地の主な構成樹種はクロマツ (樹齢 11 年 ~ 67 年生) であったが、植生のない海岸前線部 (調査地 1) や砂丘底地で地下水面の高い地点 (調査地 10)、樹齢 125 年生のモミが分布する地点 (調査地 海 4) も存在した (Table 2)。土壌は全層が砂土 (S) または壤質砂土 (LS) の C 層か、

あるいは C 層上に A 層、H 層が存在する未熟土であり、それらの層位は主として砂の粒径の違いと根の侵入程度、土色によって区分された。土壌構造の発達には認められない。A 層は腐植の混入が認められたが、層位の発達程度はあまり明瞭ではなかった。これらの調査地の土壌の pH (H₂O) は、H 層および A 層では 3.7 ~ 6.3 で酸性を示し、A 層の下にある AB 層、B 層、BC 層、C 層では 4.4 ~ 9.0 と酸性 ~ アルカリ性であった (Table 2)。汀線に近い海岸前線部の調査地 1 は全層でアルカリ性を示し、海水の影響を強く受けていると考えられる。EC は全般に高く、多くの層位で 1 mS m⁻¹ 以上の値を示した (Table 2)。さらに海岸前線部に位置した調査地 1 では C 層で 40 mS m⁻¹ 以上の高い値を示し、また、HA 層でも 120 (調査地 海 7)、51 mS m⁻¹ (同 海 2) と極端に高い土壌も一部確認された (Table 2)。CEC は全般的に 10 cmol_c kg⁻¹ 以下で低く、H 層や HA 層でのみ 20 cmol_c kg⁻¹ を超えた土壌が一部確認された (Table 2)。交換性 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺ 含量は多くの土壌で 1 cmol_c kg⁻¹ 以下で全般に低かった。調査地 海 2、3、7 の H 層や HA 層、海岸前線部 (調査地 1) の交換性 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺ 含量は 5 cmol_c kg⁻¹ 以上の高い値を示していた。これは CEC と同様な傾向であった (Table 2)。以上の結果を反映して Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺ の各飽和度は 10% を超える土壌が多く、全塩基飽和度は多くの地点で 100% を超えており、特に海岸前線部の調査地 1 では全層で全塩基飽和度が 1000% を超えていた (Table 2)。

4. 考察

1) 津波が海岸林未熟土に及ぼした影響

本研究による津波被災マツ林における土壌調査結果と既往の海岸林研究の土壌調査結果の比較から、海水浸漬は海岸マツ林土壌の理化学性に強く影響したことが明らかとなった。

津波被災マツ林の土壌断面形態から、1) もともとのリター層と林床の下層植生が津波によって剥離、流失したこと、2) 林床には津波によって運ばれた海砂が厚く堆積したこと、3) もともとの土壌表層を構成していた A 層が堆砂層の下に埋没したこと、の 3 点を津波による最も特徴的な影響として挙げるができる (Table 1)。

土壌の化学性に関しては、堆砂下に埋没した A 層 (2A 層) で、津波の影響がより顕著に現れた (Table 1)。津波浸漬土壌における pH (H₂O) は、全般に堆砂層で著しく高く (7.0 ~ 9.6)、2A 層、2C 層も中性 ~ 弱アルカリ性の値 (それぞれ 6.6 ~ 7.7、6.9 ~ 8.1) で高い傾向を示した (Table 1)。一方で、津波未浸漬土壌の A 層は明らかに酸性であったことから (Table 2)、pH が 8.0 程度とされる海水 (松井・一国 1970) の浸漬や、海水や海塩を含む海砂の堆積が津波浸漬土壌の

pH (H₂O) に顕著な影響を与えたと考えられる。

津波浸漬土壌における EC や CEC、交換性塩基含量は、津波未浸漬土壌と同等のレベルを示した (Table 1)。EC は全般に高く、特に腐植に富む 2A 層では著しく高い値であった。一方、CEC は砂質で構成される未熟土であることを反映して、全般に低かった。津波浸漬土壌では低い CEC 値を反映して交換性 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺ 含量も全般に低かった。また、堆砂層および 2A 層での交換性 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺ 含量は、2C 層に比べ高い傾向がみられた。これは特に堆砂層および 2A 層において海水 (海塩) の影響が強く残っていることを示している。各塩基の飽和度は、CEC の値が低いいため、全般に高く、100% を超える土壌も多く存在した (Table 1)。調査時期や調査箇所などが異なるため、単純に比較することはできないが、津波浸漬 7 ヶ月後の海岸林における土壌中の塩基含量はこれまで調査された海岸林土壌の範囲内にあり、津波浸漬に関する塩基状態への影響は明らかでなかった (Tables 1 & 2)。

今回の東日本大震災では、東太平洋沿岸の各地で地盤沈下したことが報告されている (国土交通省東北地方整備局 2011a, b)。本研究の調査地である吉田浜の試験地では 65 cm の深度に地下水面が確認された (Table 1, Photo 2)。本来、樹木の根系は地下水に触れない土壌深で発達するが、本研究では地下水に水没したマツの根系が確認された (Photo 2)。津波浸漬前は表層土壌であった 2A 層は樹木や下層植生の根系が発達し、植物の養分吸収を助ける根圏微生物の活動層であったと考えられるので、この層位における pH (H₂O) の劇的な変化がマツの根やマツと共生関係にある菌根菌等の生物相に与えた影響は著しく大きいものと考えられる。同時に地下水面の相対的な上昇とそれに起因する根圏土壌の水没は、マツ細根の腐れや生理活性低下などを招く直接的なストレスの原因になったと推察される。一方、交換性塩基含量に関する分析では下層部の C 層において津波浸漬による明瞭な影響を認めなかった (Tables 1 & 2)。このことは排水不良のため、津波浸漬 7 ヶ月後においても土壌上層で認められた津波浸漬による土壌化学性への影響が下層にまで及んでいない可能性を示唆している。

2) 津波の被害を受けていない海岸林の未熟土における土壌化学性の検討

これまでの研究結果によると、海岸林の土壌はおおむね未熟土であり、主として腐植に極めて乏しい砂の堆積層で構成され、土壌構造や土壌層位の分化、発達は認められない (農林水産技術会議, 1987, 田中ら, 1992a, b)。これは海岸林砂丘における土壌断面の特徴であり、北陸地域の海岸林土壌の調査結果とも一致していた (千木 1993, 2005, 河田 1987a, b)。

また、津波の被害を受けていない海岸林土壌の EC

は土壌上層部や海側の調査地を中心に全般的に高かった (Table 2)。千木 (2005) は、スギなどの耐塩性の低い樹種を除き海岸砂地における土壌 EC は 0.2 dS m⁻¹ 以下であれば海塩による生育障害は問題ないとしている。対象地である茨城県の海岸林では、A 層や HA 層の土壌上層部や最も汀線に近い海側の調査地では 0.2 dS m⁻¹ を超えていた (Table 2)。こうした高い EC 値は潮風に乗って頻繁に海岸林へもたらされた飛砂や飛塩 (村井ら 1992) が土壌上層部および海側の海岸林土壌に恒常的に降下し、その塩類を蓄積させていることを示唆している。一方、CEC や交換性塩基含量は低かった (Table 2)。これは粘土や腐植が乏しく、主に砂で構成される未熟土では交換性塩基を吸着する能力が著しく低いことに起因する。

海岸林土壌の pH (H₂O) は腐植の混入が認められた A 層や HA 層で低く、下層ほど高い (Table 2)。このような土壌断面内の pH (H₂O) の垂直的变化は海岸林土壌の最も大きな特徴であると考えられる。海岸林土壌の林床から土壌表層においては堆積有機物や腐植に由来する有機酸が存在しているため、その存在が土壌の pH (H₂O) に影響する。そのため、特に A 層や HA 層などの土壌表層で酸性化が認められたと思われる。腐植の混入が少ない下層や、汀線近くの調査地 1 の土壌全層においては土壌の酸性化は認められず、海塩や海砂に由来する高濃度の塩基類を反映した土壌 pH (H₂O) を示しているものと考えられた。これらの結果も、北陸地域の海岸マツ林土壌の特徴と良く一致した (千木 1993, 2005, 河田 1987a)。これらから、海岸砂丘地の土壌は、山地の森林土壌に比べて未熟な土壌であり、pH (H₂O) や塩類含量、塩基飽和度などの土壌化学性からみて、植物の生育上、大変厳しい土壌環境であると言える。

3) 海岸マツ林の再生に向けて

今回の大地震は膨大なエネルギーを有した津波を引き起こし、マツ林の多くは壊滅的な被害を受け、直後に速やかに枯死した (坂本 2011, 2012)。しかし、津波の直接的なダメージを免れて生残した樹木でもその後塩害による針葉の変色、樹勢衰弱や萎凋が発生した (中村 2011)。こうした状況は、日本の海岸林の主要な構成樹種であるクロマツは、海岸の未熟な土壌でも生育できるが、必ずしも津波に強いとはいいがたく、アカマツについてはむしろ脆弱とさえいえる (中村ら 2012)。このような背景から、海岸林を広葉樹で再生することが検討され始めている (宮城県森林整備課 2012)。

津波浸漬後の海岸林では、マツが枯損したような場所でも残存、生残した広葉樹が各地で確認されている。同様に、津波による林床のリター層や下層植生の流失、さらには厚い海砂の堆積によって裸地化した海岸林跡

地には多くの海岸性草本の侵入も認められている。海岸林は防風、飛砂防止、防潮、防霧、飛塩防止、海岸侵食防備、景観・保健休養ほかの多面的機能をもつ（村井ら 1992）。これらの機能を発揮する海岸林を時間をかけて回復させるのであれば、必ずしもマツだけにこだわる必要はないと考えられる。マツだけでなく広葉樹や海岸性草本類、土木施設等、個々の特性を把握、理解し、それらの利点を活かしながら、海岸林を再生していくことも可能であると思われる。

一方、被災地では早期の生活基盤の復旧、復興を望む声もあり、そのためには飛砂防止や防風効果に効果的な海岸林の早期再生が不可欠である。今後再生が検討される海岸林の造成地の多くは津波浸漬後の砂丘砂地であると考えられるが、広葉樹が生育、更新できるのは土壤が相応に発達して、風衝の弱い場所、あるいは造成工事でそのように改善できる場所である（矢神 2005）。早期の海岸林の復旧には砂質土壤で造成方法が既に確立されているクロマツをまず植栽し土壤生成を促した後、広葉樹導入など多様な海岸林に誘導することが望ましい。本研究で示したように、津波被災海岸林の多くでは地盤沈下に伴う排水悪化による土壤への影響が認められている。津波被災海岸林では今後再生に向けた植栽が活発になるとと思われるが、まず生物活性の高い A 層の化学性改善を図り、新規植栽木への影響を排除した後、海岸林を再生することが重要である。そのためには試験的な植栽を行い、活着への影響を検討する必要がある。

本研究の結果は、主に砂で構成され、有機物や養分に乏しい海岸林の砂丘未熟土においては、海水浸漬による土壤環境や理化学性的変化が植物の生育に大きく影響を及ぼす可能性を示している。ここで明らかにした津波浸漬土壌の化学性データは今後の海岸林の再生に向けて重要な指標となる。これらのデータは、植栽の可否判断のための植栽可能樹種の選定や土壤改良の方針検討に有効と考えられる。

謝辞

本研究の遂行にあたり、独立行政法人森林総合研究所東北支所 澤井恵子氏には本研究における試料調製、実験補助などにおいて多大なるご協力を頂いた。本報告をまとめるにあたって、独立行政法人森林総合研究所東北支所 新山馨地域研究監、並びに野口正二森林環境研究グループ長には懇切なご助言、ご指導を頂いた。森林総合研究所多摩森林科学園 勝木俊雄氏には調査地に生育するサクラ類の同定にご協力頂いた。本研究の実施にあたり、宮城北部森林管理署には試験地の提供等でご協力頂いた。これらの方々に深く感謝の意を表する。

本研究は、森林総合研究所運営費交付金「F 2 P

07：東日本大震災で被災した海岸林の復興技術の開発」によって行われたものである。

このたびの地震津波で被災された方々に、心からお見舞い申し上げます。

引用文献

- 土じょう部（1976）林野土壌の分類（1975），林試研報，280, 1-28.
- 東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会（2012）“今後における海岸防災林の再生について”，<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/tisan/pdf/120201-01.pdf>, (参照 2012-12-26)
- 星野大介（2012）東北地方太平洋沖地震津波による岩手県沿岸の海岸林と集落の被害状況，日林誌，94, 243-247.
- 宮城県森林整備課（2012）海岸防災林に適した植栽樹種に関する調査報告書 17 pp.
- 河北新報社（2011）河北新報新聞朝刊記事，2011 年 6 月 7 日
- 河田弘（1987a）海岸砂丘地におけるクロマツ林とニセアカシア林のリターフォールによる土壤への養分還元量の相違とそれが土壤の諸性質に及ぼす影響 新大演報 20, 51-66.
- 河田弘（1987b）海岸砂丘地におけるクロマツ林土壤に関する研究—土壤の理化学的性質および林床植生と微地形との関係— 新大演報 20, 79-100.
- 経済企画庁総合開発局（1972）国土調査（宮城県）
- 経済企画庁総合開発局（1970）国土調査（青森県）
- 国土交通省東北地方整備局（2011a）“宮城県沿岸部における地震に伴う地盤沈下について” http://www.thr.mlit.go.jp/Bumon/kisya/saigai/images/35353_1.pdf (参照 2012-10-19)
- 国土交通省東北地方整備局（2011b）“岩手県沿岸部における地震に伴う地盤沈下について” <http://www.thr.mlit.go.jp/bumon/b00037/k00290/river-hp/kasen/110622-1.pdf> (参照 2012-10-19)
- 松井義人・一国雅巳（1970）メイスン一般地球科学，岩波書店，402 pp.
- 間藤徹（1989）塩性植物はなぜ塩に強いのか？—耐塩性植物育種の可能性を探る— 生物と科学 27, 139-141.
- 間藤徹（1997）植物の耐塩性メカニズム 植物の化学調節 32, 198-206.
- 村井宏・石川政幸・遠藤治郎・只木良也（1992）日本の海岸林—多角的な環境機能とその活用 株式会社ソフトサイエンス社 513 pp.
- 中村克典（2011）東日本太平洋沖地震津波による被災マツ林で必要とされるマツ材線虫病対策，森林技術，835, 18-22.

- 中村克典・小谷英司・小野賢二（2012）津波被害を受けた海岸林における樹木の衰弱・枯死 森林科学 66, 7-12.
- 農林水産技術会議事務局（1987）環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究 研究成果 185: 農林水産省農林水産技術会議事務局 144 pp.
- 農林水産省農村振興局（2011）“農地の除塩マニュアル”，農林水産省 <http://www.maff.go.jp/j/press/nousin/saigai/pdf/110414-01.pdf>（参照 2012-10-19）
- 小野賢二・平井敬三（2012）東日本太平洋沖地震大津波が三陸沿岸地域におけるスギ林針葉の赤褐変化に及ぼした影響 森総研報 11, 33-42.
- 林野庁・林業試験場（1955）国有林林野土壌調査方法書 42 pp.
- 坂本知己（2011）“現地調査報告 海岸林被害の視点から.” <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tisan/tisan/pdf/siryou4.pdf>,（参照 2012-10-19）
- 坂本知己（2012）津波によって被災した海岸林の再生にむけて 水利科学 56, 39-61.
- 千木容（1993）石川県における森林土壌の分布（I）—砂丘未熟土の分布— 石川県林試研報 24, 37-41.
- 千木容（2005）健全性の保たれている海岸クロマツ林の土壌について 石川県林試研報 37, 9-12.
- 田中永晴・森田佳行・古澤仁美・小林繁男（1992a）東海村海岸林砂丘未熟土の細区分（I）—クロマツの生育と土壌断面形態、微地形、汀線からの距離の関係— 日林論 103, 265-266.
- 田中永晴・古澤仁美・森田佳行・小林繁男（1992b）東海村海岸林砂丘未熟土の細区分（II）—一般化学性および塩基状態— 日林論 103, 267-270.
- 矢神徳彦（2005）石川県における海岸林植生と樹種転換に適した樹種の選定 石川県林試研報 37, 1-8.
- 米田茂男（1958a）塩害と土壌 [1], 農業及園芸, 33, 1028-2032.
- 米田茂男（1958b）塩害と土壌 [2], 農業及園芸, 33, 1077-1080.
- 米田茂男（1958c）塩害と土壌 [3], 農業及園芸, 33, 1338-1342.

表 1. 津波被災マツ林の林床や表層土壌の状態 (その 1)

Table 1. Conditions of forest and soils in the seawater-inundated pine forests at North Tohoku Pacific coasts (continued, NO.1).

調査地		前線部		吉田浜		後背地	
調査地点の概況		クロマツ 枯死		クロマツ、アカマツ 一部枯死		クロマツ、アカマツ 一部枯死	
林冠構成種		マツの被災状況		イタチハギ、フジ、テリハノイバラ 65+		イタチハギ、ヤマウルシ、オオシマザクラ 65+	
マツの被災状況		下層植生					
有効土壌深(cm)							
土壌断面情報		わずか				0.5	
A ₀ 層厚 (cm)		第1層位 堆砂層 48 S 2.5Y4/3		第2層位 2A 3 LS 2.5Y2/1		第3層位 2C 13+ S 2.5Y5/3	
層位						第1層位 堆砂層 32 S 2.5Y4/2	
層厚 (cm)						第2層位 2A 5 LS 2.5Y3/1	
土性*						第3層位 2C 28+ S 2.5Y4/4	
土色							
土壌化学性		第1層位		第2層位		第3層位	
		測定値	SD	測定値	SD	測定値	SD
pH(H ₂ O)		9.6	0.3	7.1	0.3	7.8	0.9
EC* (mS m ⁻¹)		0.7	0.8	2.4	0.9	0.9	0.6
CEC** (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		1.5	0.2	22.2	15.7	3.6	0.7
Ex. Ca ²⁺ ** (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		6.3	1.1	7.2	4.0	0.8	0.8
Ex. Mg ²⁺ ** (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		1.6	0.9	5.6	6.5	0.7	0.1
Ex. Na ⁺ ** (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		2.3	0.6	3.9	3.2	0.7	0.5
Ex. K ⁺ ** (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		0.2	0.1	0.3	0.2	0.2	0.1
Ca ²⁺ 飽和度 (%)		426.7	88.6	38.8	10.9	19.5	16.6
Mg ²⁺ 飽和度 (%)		111.7	69.3	19.5	11.2	19.4	0.9
Na ⁺ 飽和度 (%)		153.3	44.5	17.7	0.7	18.1	9.6
K ⁺ 飽和度 (%)		16.3	6.2	1.5	0.4	6.0	2.6
全塩基飽和度 (%)		708.0	207.1	77.5	7.7	63.0	24.9
						27.6	21.0
						49.6	4.7

*S:砂土, LS:壤質砂土

表 1. つづき (その2)
Table 1. continued. (NO.2)

調査地		浜市		後背地(前)		後背地(後)			
調査地点の概況				アカマツ		アカマツ			
林冠構成種				マツの被災状況		一部生存			
下層植生				オオシマザクラ、ニセアカシア、ツタウルシ、ヤマウルシ		オオシマザクラ、ニセアカシア、ツタウルシ、ヤマウルシ			
有効土壌深(cm)				50+		40+			
土壌断面情報									
A ₀ 層厚 (cm)				2		2			
層位				第2層位		第2層位			
層厚 (cm)				2A		2A			
土性*				9		5			
土色				S		S			
				2.5Y4/4		2.5Y4/3			
				10YR2/3		10YR2/2			
				10YR3/4		10YR4/4			
土壌化学性									
pH(H ₂ O)		測定値	SD	第1層位	第2層位	第3層位	第1層位	第2層位	第3層位
EC ⁺ (mS m ⁻¹)		7.3	0.2	7.0	6.6	7.0	7.0	6.9	6.9
CEC ⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.1	0.5
Ex. Ca ²⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		5.3	0.2	18.8	1.4	7.6	1.1	23.3	0.8
Ex. Mg ²⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		0.6	0.1	1.6	0.5	0.3	0.2	2.0	7.2
Ex. Na ⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		1.2	0.1	2.8	2.3	0.6	0.3	4.5	5.1
Ex. K ⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		0.3	0.1	1.5	0.4	0.6	0.2	2.6	0.5
Ca ²⁺ 飽和度(%)		0.4	0.0	0.4	0.0	0.2	0.0	0.7	0.4
Mg ²⁺ 飽和度(%)		11.4	2.2	8.4	2.1	4.0	1.6	8.5	2.4
Na ⁺ 飽和度(%)		22.5	1.9	14.7	11.3	7.9	3.8	18.1	0.4
K ⁺ 飽和度(%)		5.4	1.9	8.1	2.3	8.3	1.7	11.1	7.4
全塩基飽和度(%)		6.9	0.6	2.1	0.1	3.3	0.5	3.0	0.7
		46.3	3.9	33.4	9.9	23.4	5.3	40.6	11.3
						60.2	20.9	6.4	4.2
									23.3
									6.3

*S:砂土, LS:壤質砂土

表 1. つづき (その 3)
Table 1. continued, (NO.3)

調査地		市川				後背地			
調査地点の概況		前線部							
林冠構成種		クロマツ				クロマツ			
マツの被災状況		一部枯死				一部枯死			
下層植生		ツタウルシ、ヤマグワ				ツタウルシ、ヤマグワ			
有効土壌深(cm)		58+				72+			
土壌断面情報									
A ₀ 層厚 (cm)		3				3			
層位		第1層位 堆砂層				第1層位 堆砂層			
層厚 (cm)		32				50			
土性*		S				S			
土色		2.5Y4/2				2.5Y4/2			
土壌化学性									
pH(H ₂ O)		測定値 SD				測定値 SD			
EC ⁺ (mS m ⁻¹)		8.6 0.5				9.0 0.2			
CEC ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		1.7 0.3				2.4 0.5			
Ex. Ca ²⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		8.8 1.5				12.0 1.3			
Ex. Mg ²⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		8.8 0.2				9.7 0.3			
Ex. Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		2.9 0.5				3.5 0.4			
Ex. K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)		1.3 0.4				2.5 0.3			
Ca ²⁺ 飽和度(%)		1.8 0.4				2.2 0.1			
Mg ²⁺ 飽和度(%)		101.7 16.5				82.1 10.3			
Na ⁺ 飽和度(%)		32.8 1.3				29.1 3.3			
K ⁺ 飽和度(%)		14.7 4.6				21.3 4.4			
全塩基飽和度(%)		20.8 1.0				18.9 2.6			
		170.0 16.5				151.5 18.6			

*S:砂土, LS:壤質砂土

表 2. 津波の浸漬を受けていない海岸林土壌の立地環境とその土壌化学性 (その 1)

Table 2. Condition of site environments and soil chemistry in the seawater non-inundated coastal forests at Ibaraki Pref. (continued, NO.1)

調査地*	海1 茨城県北茨城市			海2 茨城県北茨城市			海3 茨城県北茨城市			海4 茨城県東海村		
	茨城県北茨城市			茨城県北茨城市			茨城県北茨城市			茨城県東海村		
調査地点の概況	クロマツ、スズダケ			クロマツ、タブ、ツバキ			クロマツ、タブ、ススキ			モミ、ツバキ、スズダケ		
優占種	150			250			180、			770		
海からの距離 (m)	砂丘上			砂丘上			砂丘上			砂丘斜面		
地形	51			51			67			不明		
林齢 (year)	不明			不明			不明			不明		
立木密度 (本/ha)	10.7			10.5			8.0			19.7		
平均樹高 (m)	15.1			28.3			18.4			35.9		
平均胸高直径 (cm)												
土壌断面情報												
層位	第1層位	第2層位	第3層位	第1層位	第2層位	第3層位	第1層位	第2層位	第3層位	第1層位	第2層位	第3層位
層厚 (cm)	A 10	AB 10	BC 60+	HA 3	A 19	AB 40	H 3	A1 7	A2 24	A1 16	AB 16	BC 38+
土性**	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
土壌化学性												
pH(H ₂ O)	5.0	6.9	8.2	4.9	5.5	6.1	3.7	4.2	6.2	4.4	4.4	5.0
EC (mS m ⁻¹)	7.8	3.0	2.0	50.7	3.6	1.8	n.d.***	n.d.***	4.1	11.5	4.2	n.d.***
CEC (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	5.7	2.3	0.8	26.1	3.7	1.1	68.6	8.9	2.3	7.1	2.1	1.1
Ex. Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	2.8	3.3	2.7	9.4	2.1	1.0	10.5	0.9	1.9	1.2	0.3	0.1
Ex. Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	1.0	0.3	0.1	5.5	0.9	0.5	8.4	0.7	0.6	0.6	0.1	0.1
Ex. Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	1.3	0.9	0.5	3.7	1.0	0.4	8.5	1.2	0.8	0.6	0.4	0.6
Ex. K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.3	0.2	0.2	0.9	0.2	0.2	2.6	0.5	0.2	0.3	0.1	0.2
Ca ²⁺ 飽和度(%)	49.3	142.1	335.4	36.1	55.6	94.4	15.3	10.2	83.8	17.5	14.1	12.8
Mg ²⁺ 飽和度(%)	18.0	14.6	15.2	21.2	24.1	41.7	12.2	8.1	26.8	8.1	5.6	7.3
Na ⁺ 飽和度(%)	22.6	40.3	68.4	14.3	25.9	36.1	12.4	13.1	35.1	8.9	16.4	50.5
K ⁺ 飽和度(%)	5.1	7.3	19.0	3.4	4.8	15.7	3.7	5.2	6.6	3.5	6.1	13.8
全塩基飽和度(%)	94.9	204.3	438.0	75.0	110.4	188.0	43.6	36.5	152.2	38.0	42.3	84.4

*調査地 海1～9は環境庁一括計上国立期間公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」

(「農林水産技術会議事務局 1987」)における調査地、調査地1～11はそれ以降の継続調査(田中ら 1992a, b)の調査地

**S:砂土, LS:壤質砂土

***:試料不足のため、測定不可

表 2. つづき (その 2)

Table 2. continued, (NO.2)

調査地*	海5				海6				海7				海8				
	茨城県東海村				茨城県東海村				茨城県東海村				茨城県東海村				
調査地点の概況																	
優占種	クロマツ				クロマツ				クロマツ、トベラ				クロマツ、ハマゴウ				
海からの距離 (m)	800				790				100				80				
地形	砂丘上				砂丘上				砂丘上				砂丘底				
林齢 (year)	47				43				不明				不明				
立木密度 (本/ha)	不明				不明				不明				不明				
平均樹高 (m)	10.0				14.5				不明				不明				
平均胸高直径 (cm)	18.9				26.8				不明				不明				
土壌断面情報																	
層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位
層厚 (cm)	A1 2	B1 12	B2 8	BC 30	A 5	B 10	C 60+		HA 2	AB 7	B 12	C 38	A 5	C1 10	C2 15	C3 40	C4 35+
土性*	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	LS	LS	LS	LS	LS
土壌化学性																	
pH(H ₂ O)	4.3	4.8	5.4	7.6	4.5	5.5	7.6	4.6	7.8	8.5	8.7	8.7	6.0	8.5	8.9	8.8	8.9
EC (mS m ⁻¹)	5.6	1.4	0.9	1.6	n.d.**	1.1	3.2	120.1	3.0	2.6	3.0	3.0	3.2	2.9	2.6	2.9	2.9
CEC (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	3.7	1.4	0.5	0.5	3.2	0.9	0.8	21.3	1.9	1.0	1.1	1.1	1.3	1.3	1.0	0.6	1.2
Ex. Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.4	0.1	0.2	0.8	0.6	0.3	4.1	12.6	3.7	6.1	6.6	6.6	1.2	5.2	5.8	5.3	5.4
Ex. Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.3	0.0	0.1	0.3	0.4	0.3	0.2	3.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2
Ex. Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	1.2	0.6	0.4	0.8	0.3	0.5	0.2	1.0	0.5	0.2	0.2	0.2	0.5	0.4	0.2	0.4	0.2
Ex. K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.8	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Ca ²⁺ 飽和度(%)	10.6	8.4	31.9	163.8	17.2	28.7	524.4	59.1	194.2	588.3	607.4	607.4	90.1	385.8	564.7	924.6	466.1
Mg ²⁺ 飽和度(%)	7.6	2.8	25.5	61.7	12.8	33.3	20.5	15.0	8.5	11.7	11.1	11.1	21.4	11.9	11.8	28.1	17.4
Na ⁺ 飽和度(%)	32.2	42.7	76.6	174.5	8.1	51.7	30.8	4.5	26.5	21.4	22.2	22.2	38.2	26.1	21.6	63.2	20.0
K ⁺ 飽和度(%)	6.0	10.5	42.6	51.1	10.6	19.5	21.8	3.7	9.5	26.2	15.7	15.7	18.3	16.4	23.5	33.3	18.3
全塩基飽和度(%)	56.4	64.3	176.6	451.1	48.8	133.3	597.4	82.2	238.6	647.6	656.5	656.5	167.9	440.3	621.6	1049	521.7

調査地 海1~9は環境庁一括計上国立期間公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」

(「農林水産技術会議事務局 1987」)における調査地、調査地1~11はそれ以降の継続調査(田中ら 1992a, b)の調査地

**S:砂土, LS:壤質砂土

***試料不足のため、測定不可

表 2. つづき (その 3)

Table 2. continued, (NO.3)

調査地*	茨城県東海村									茨城県東海村								
	海9									2								
調査地点の概況	クロマツ、ハマゴウ									クロマツ								
優占種	80									67								
海からの距離 (m)	砂丘斜面									砂丘上								
地形	不明									11								
林齢 (year)	不明									10000								
立木密度 (本/ha)	不明									1.7								
平均樹高 (m)	不明									5								
平均胸高直径 (cm)	不明																	
土壌断面情報																		
層位	第1層位	第2層位	第3層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第6層位	第7層位	第8層位	第9層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	
層厚 (cm)	C1 25	C2 27	C3 30+	C1 1	C2 3	C3 16	C4 8	C5 10	C6 18	C7 24	C8 7	C9 20+	C1 15	C2 20	C3 22	C4 23	C5 20+	
土性**	LS	LS	LS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	
土壌化学性																		
pH (H ₂ O)	8.4	8.8	8.8	8.4	8.7	8.9	8.8	8.9	8.7	8.9	9.0	8.9	8.3	8.7	8.9	8.8	8.9	
EC (mS m ⁻¹)	3.2	2.2	2.9	0.5	98.7	41.9	86.3	40.7	80.9	50.7	44.4	47.9	2.5	2.8	3.0	3.1	3.1	
CEC (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	1.8	0.8	1.7	0.7	0.6	0.6	0.8	0.5	0.7	0.7	0.8	0.7	1.0	0.9	0.8	0.7	0.7	
Ex Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	5.6	5.1	5.9	6.4	5.2	5.7	6.1	5.5	5.7	5.7	5.8	5.7	4.1	5.4	5.2	5.2	4.9	
Ex Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.3	0.1	0.2	4.7	1.2	0.7	1.1	0.8	1.1	0.9	0.9	0.9	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	
Ex Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.7	0.2	0.5	26.1	4.4	2.2	3.8	2.4	3.4	2.8	2.5	2.7	0.2	0.3	0.2	0.2	0.3	
Ex K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.2	0.2	0.9	0.5	0.5	0.6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	
Ca ²⁺ 飽和度 (%)	302.7	659.7	341.4	990.8	818.8	956.7	807.9	1009.3	826.1	771.6	748.7	872.3	425.8	604.4	688.0	704.1	704.3	
Mg ²⁺ 飽和度 (%)	13.6	15.6	9.2	721.5	189.1	121.7	146.1	140.7	158.0	114.9	117.9	130.8	16.5	13.3	16.0	16.2	22.9	
Na ⁺ 飽和度 (%)	39.1	31.2	29.9	4015.4	681.3	358.3	505.3	440.7	487.0	371.6	325.6	410.8	24.7	28.9	28.0	29.7	41.4	
K ⁺ 飽和度 (%)	12.5	22.1	10.3	133.8	70.3	75.0	78.9	88.9	72.5	66.2	64.1	67.7	23.7	26.7	34.7	43.2	42.9	
全塩基飽和度 (%)	367.9	728.6	390.8	5861.5	1759.4	1511.7	1538.2	1679.6	1543.5	1324.3	1256.4	1481.5	490.7	673.3	766.7	793.2	811.4	

*調査地 海1~9は環境庁一括計上国立期間公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」
((農林水産技術会議事務局 1987))における調査地、調査地1~11はそれ以降の継続調査(田中ら 1992a, b)の調査地

**S: 砂土, LS: 壌質砂土

***試料不足のため、測定不可

表2. つづき (その4)

Table 2. continued, (NO.4)

調査地*	3 茨城県東海村					4 茨城県東海村					5 茨城県東海村				
調査地点の概況															
優占種	クロマツ					クロマツ					クロマツ				
海からの距離 (m)	115					150					225				
地形	砂丘底					砂丘斜面					砂丘斜面				
林齢 (year)	35					37					44				
立木密度 (本/ha)	6900					5800					4400				
平均樹高 (m)	2.8					4					6.5				
平均胸高直径 (cm)	4					8					10				
土壌断面情報															
層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第6層位
層厚 (cm)	HA	C1	C2	C3	C4	A	C1	C2	C3	A	C1	C2	C3	C4	C5
土性**	5	5	14	15	24+	6	16	28	16+	5	13	36	20	9	12+
	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
土壌化学性															
pH(H ₂ O)	5.8	6.2	5.9	8.5	8.9	6.3	8.1	8.8	8.9	4.9	8.5	8.8	8.9	8.9	8.9
EC (mS m ⁻¹)	4.2	2.5	2.7	2.8	2.9	4.4	2.5	2.8	2.5	4.5	2.6	2.7	2.7	2.7	3.0
CEC (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	3.1	1.8	1.8	1.3	1.0	2.7	1.5	0.9	0.7	2.0	1.5	1.0	0.6	0.9	1.1
Ex. Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	1.1	1.0	0.9	4.2	5.0	1.7	3.0	5.5	4.4	0.3	3.1	4.7	4.8	5.5	5.2
Ex. Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.7	0.4	0.4	0.3	0.2	0.4	0.1	0.1	0.0	0.2	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1
Ex. Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2
Ex. K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2	0.3	0.4	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Ca ²⁺ 飽和度(%)	36.5	56.4	52.0	324.6	505.1	62.4	201.3	619.1	665.2	15.9	213.7	496.8	796.7	603.3	494.3
Mg ²⁺ 飽和度(%)	22.8	22.7	23.2	25.4	16.3	15.4	8.1	9.0	6.1	11.9	19.9	8.4	13.3	8.8	7.6
Na ⁺ 飽和度(%)	9.4	11.6	13.6	24.6	19.4	8.6	22.1	23.6	37.9	15.4	17.1	32.6	40.0	25.3	17.1
K ⁺ 飽和度(%)	9.4	11.6	13.6	20.8	17.3	10.2	25.5	18.0	28.8	6.5	15.1	16.8	35.0	17.6	17.1
全塩基飽和度(%)	78.2	102.2	102.3	395.4	558.2	96.6	257.0	669.7	737.9	49.8	265.8	554.7	885.0	654.9	536.2
*調査地 海1~9は環境庁一括計上国立期間公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」															
** (農林水産技術会議事務局 1987)における調査地、調査地1~11はそれ以降の継続調査 (田中ら 1992a, b)の調査地															
***S:砂土, LS:壤質砂土															
****試料不足のため、測定不可															

表 2. つづき (その 5)

Table 2. continued, (NO.5)

調査地*	6				7				8						
	茨城県東海村				茨城県東海村				茨城県東海村						
調査地点の概況															
優占種	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	クロマツ	
海からの距離 (m)	260	260	260	260	388	388	388	388	390	390	390	390	390	390	
地形	斜面上	斜面上	斜面上	斜面上	砂丘底	砂丘底	砂丘底	砂丘底	砂丘斜面	砂丘斜面	砂丘斜面	砂丘斜面	砂丘斜面	砂丘斜面	
林齢 (year)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
立木密度 (本/ha)	1700	1700	1700	1700	2100	2100	2100	2100	2700	2700	2700	2700	2700	2700	
平均樹高 (m)	12	12	12	12	4.2	4.2	4.2	4.2	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	
平均胸高直径 (cm)	16	16	16	16	7	7	7	7	13	13	13	13	13	13	
土壌断面情報															
層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第6層位
層厚 (cm)	A	C1	C2	C3	A	C1	C2	C3	C4	A	C1	C2	C3	C4	C5
層厚 (cm)	10	14	20	36+	8	12	18	32	32+	5	13	36	20	9	12+
土性**	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
土壌化学性															
pH(H ₂ O)	5.1	8.6	8.7	8.9	5.2	5.7	6.3	6.8	8.8	5.4	5.2	5.7	6.9	6.9	6.9
EC (mS m ⁻¹)	3.2	1.9	2.2	2.2	2.2	1.0	0.8	0.7	2.9	4.5	2.1	0.6	0.4	0.3	0.3
CEC (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	2.2	1.2	1.2	0.9	2.1	1.2	1.1	0.9	0.4	4.5	2.1	0.8	0.5	0.6	0.3
Ex. Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	2.0	5.6	5.3	5.6	0.7	0.6	0.7	0.7	4.7	1.6	0.5	0.3	0.3	0.4	0.4
Ex. Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.0	0.5	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Ex. Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2
Ex. K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
Ca ²⁺ 飽和度(%)	91.2	483.5	460.0	655.8	31.6	51.2	63.1	77.9	1185.0	36.1	23.2	45.3	64.0	70.0	140.0
Mg ²⁺ 飽和度(%)	7.4	7.0	3.5	4.7	5.7	13.2	14.4	24.4	10.0	11.1	8.2	21.3	16.0	13.3	26.7
Na ⁺ 飽和度(%)	11.2	16.5	15.7	27.9	7.1	13.2	12.6	18.6	40.0	4.0	8.2	14.7	34.0	18.3	63.3
K ⁺ 飽和度(%)	7.9	12.2	11.3	20.9	8.5	14.0	16.2	18.6	37.5	6.2	9.2	18.7	26.0	16.7	36.7
全塩基飽和度(%)	117.7	519.1	490.4	709.3	52.8	91.7	106.3	139.5	1272.5	57.4	48.8	100.0	140.0	118.3	266.7

*調査地 海1～9は環境庁一括計上国立期間公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」
(農林水産技術会議事務局 1987)における調査地、調査地1～11はそれ以降の継続調査(田中ら 1992a, b)の調査地

**S:砂土, LS:壤質砂土

***試料不足のため、測定不可

表 2. つづき (その 6)

Table 2. continued, (NO.6)

調査地*	9						10						11					
	茨城県東海村						茨城県東海村						茨城県東海村					
調査地点の概況																		
優占種	クロマツ						無植生						クロマツ					
海からの距離 (m)	518						573						720					
地形	砂丘斜面						砂丘底						砂丘上					
林齢 (year)	44						0						50					
立木密度 (本/ha)	5800												4600					
平均樹高 (m)	4.4												4.2					
平均胸高直径 (cm)	7												6					
土壌断面情報																		
層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第6層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位	第1層位	第2層位	第3層位	第4層位	第5層位		
層厚 (cm)	A 10	C1 10	C2 18	C3 12	C4 20	C5 30+	A 3	C1 17	C2 30	C3 42	C4 18+	A 3	C1 44	C2 15	C3 13	C4 10		
土性*	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		
土壌化学性																		
pH(H ₂ O)	5.3	5.6	6.5	6.7	7.5	8.3	5.4	5.5	7.8	7.7	7.3	5.6	6.3	6.4	6.9	7.0		
EC (mS m ⁻¹)	1.9	0.8	0.6	0.7	0.9	1.1	3.0	1.4	1.1	0.5	0.6	8.5	0.5	0.3	0.4	0.6		
CEC (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	2.6	1.3	1.3	1.3	1.3	1.2	2.5	1.6	1.0	0.5	0.4	9.2	0.5	0.4	0.5	0.5		
Ex. Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.4	0.3	0.6	0.8	1.7	1.0	0.9	0.5	1.4	0.5	0.4	5.3	0.5	0.4	0.5	0.5		
Ex. Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.3	0.3	0.3	0.1	0.2	0.3	0.2	0.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0		
Ex. Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	1.0	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1		
Ex. K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹ 乾土)	0.2	0.3	0.3	0.3	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1		
Ca ²⁺ 飽和度(%)	16.2	24.1	44.5	63.2	136.5	86.6	36.8	29.7	143.9	108.2	92.5	57.4	98.1	100.0	100.0	104.0		
Mg ²⁺ 飽和度(%)	8.1	18.8	25.8	23.2	6.3	13.4	11.3	10.3	12.2	0.0	0.0	4.5	0.0	0.0	0.0	0.0		
Na ⁺ 飽和度(%)	9.3	75.2	18.8	12.0	13.5	11.8	5.7	11.0	14.3	26.5	72.5	2.6	18.5	28.6	36.7	16.0		
K ⁺ 飽和度(%)	8.1	18.8	25.8	23.2	6.3	13.4	7.7	9.7	12.2	24.5	42.5	2.1	20.4	37.1	36.7	24.0		
全塩基飽和度(%)	41.7	136.8	114.8	121.6	162.7	125.2	61.5	60.6	182.7	159.2	207.5	66.6	137.0	165.7	173.5	144.0		

*調査地 海1~9は環境庁一括計上国立期間公害防止等試験研究課題「環境変化に対応した海岸林の環境保全機能の維持強化技術の確立に関する研究」

(農林水産技術会議事務局 1987)における調査地、調査地1~11はそれ以降の継続調査(田中ら 1992a, b)の調査地

**S:砂土, LS:壤質砂土

***試料不足のため、測定不可

研究資料 (Research record)

積雪が 2008 年の岩手・宮城内陸地震によって ドゾウ沢源頭部で発生した深層崩壊に与えた影響

大丸 裕武^{1)*}、村上 亘¹⁾、小川 泰浩¹⁾、川浪 亜紀子²⁾

Effect of snow cover on the deep-seated landslide occurred on the head slope of Dozou-sawa River triggered by the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake

Hiromu DAIMARU^{1)*}, Wataru MURAKAMI¹⁾,
Yasuhiro OGAWA¹⁾ and Akiko KAWAKAMI²⁾

Abstract

We illustrated the deep-seated landslide occurrence on the eastern slope of Mt. Higashi-Kurikoma triggered by the 2008 June Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake based on field survey, interpretation of aerial photographs and DEM analysis using GIS. The landslide initiated on the east facing convex slope of Mt. Higashi-kurikoma at ca. 1300m asl. The remnant vegetation and snow pack indicate that the slope below 1250m was not subjected to significant erosion by the landslide because of the protection of snow cover. Many small organic debris consists of bush-covered topsoil and the trimmed *Sasa* grassland suggest that a full depth snow avalanche has occurred before the deep-seated landslide. Snow will be one of the important factor controlling the movement of deep-seated landslides in Japanese snowy mountains, where snow cover duration reach to half of a year.

Key words : deep-seated landslide, snow cover, snow avalanche, airborne LiDAR, DEM

要 旨

2008 年 6 月の岩手・宮城内陸地震によって東栗駒山東斜面で発生した崩壊の実態について、現地調査と空中写真判読、GIS による DEM の解析を元に考察を行った。その結果、崩壊は主として標高 1300m 付近の凸型斜面で発生したと推定された。標高 1250m 以下の斜面には崩壊前の植生や積雪層が残存した場所もみられることから、この領域は削剥域ではなく土砂の流送域と思われる。崩壊地内には表層土壌に植生が付着した板状体や、先端が切断されて刈り込まれたようなササが多く見られることから、深層崩壊に先行して全層雪崩が発生したことが推定された。わが国の多雪山地には積雪期間が年間の半分以上に達する山地が多くみられるが、積雪はこのような山地における深層崩壊の移動メカニズムに大きな影響を与える要因の一つと考えられる。

キーワード：深層崩壊、融雪、雪崩、航空機レーザー測量、DEM

1. はじめに

2008 年 6 月 14 日に発生した岩手・宮城内陸地震によって、東栗駒山の東斜面では大規模な崩壊とともに土石流が発生した(図 1; 写真 1)。土石流は対岸の斜面に乗り上げた後、ドゾウ沢を南東方向に流下して栗原市耕英地区の駒の湯温泉を襲い 7 名の尊い人命を奪った。この土石流災害については、これまでにいくつかの考察が行われている(大野ほか、2008; Yagi *et al.*, 2009; 原ほか、

2010)。いずれの研究においても、この崩壊は冬季に多量の積雪が見られる奥羽山地の稜線付近から発生したことから、多量の融雪水が崩壊発生に影響したことが推定されているが、崩壊に対する積雪の影響については具体的に明らかにされていない。本論では崩壊後の現地調査と崩壊前後の地形データの解析結果から、この崩壊の発生に積雪が与えた影響について考察したい。

原稿受付：平成 23 年 11 月 30 日 Received 30 November 2012 原稿受理：平成 24 年 11 月 12 日 Accepted 12 November 2012

1) 森林総合研究所水土保全研究領域 Department of Soil and Water Conservation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) 東北森林管理局 Tohoku Regional Forest Office

* 森林総合研究所水土保全研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1 Department of Soil and Water Conservation, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan, e-mail: daimaru@affrc.go.jp

2. 調査地

崩壊が発生したドゾウ沢源頭部の斜面は、東栗駒山の東斜面に位置する（図1；写真1）。地質図（栗駒地熱地域地質図編集グループ，1986）によると、東栗駒山の周辺は第四紀の栗駒山安山岩から構成されており、崩壊は溶岩台地の縁辺部から発生したと考えられる（写真2）。

崩壊発生斜面は冬季には北西方向から吹く季節風に対して風下側となるため、地吹雪によって厚い吹きだまりが形成される場所にあたる。地震前の1976年に国土地理院によって撮影された空中写真（図2）をみると、今回発生した崩壊地（図2の赤線で囲まれた範囲）の大部分は、崩壊前には緑色を示すチシマザサや匍匐性広葉樹の低木林に覆われていたと考えられるが、中には淡褐色を呈するパッチ状の草原が見られる。これは、多雪山地にしばしば見られる雪田草原であり、残雪がもたらす短い生育期間と湿性の土壌環境に適応した植物から構成されている。図2において雪田草原は溶岩台地縁辺部の1300m～1350m付近と沢沿いの1150m～1250m付近の二つの標高帯（図2のaとb）に分かれているように見えるが、これは稜線付近の遷急線直下に見られる吹きだまりによる残雪と沢沿いの谷地形の残雪に対応すると考えられる。

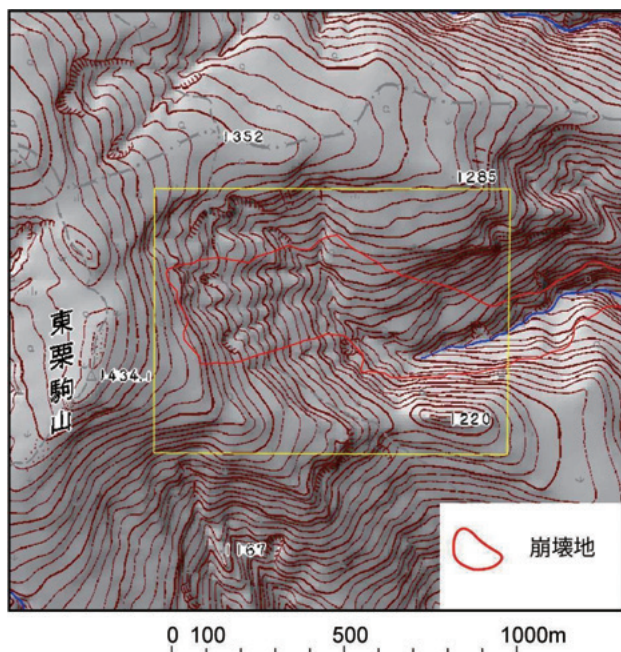


図1 崩壊前のドゾウ沢源頭部の地形
10m メッシュ DEM（北海道地図社製 GISMAP Terrain）から作成した地形陰影図と国土地理院の地形図を重ね合わせた。

Fig. 1 Topography of the head slope of Dozousawa River Relief shade image derived from the 10 mesh DEM (GISMAP Terrain; Hokkaido-Chizu Co. Ltd.) was overlaid with the GSI 1/25000 map.

3. 研究方法

2009年6月と8月の2回にわたって現地調査を行い、崩壊発生斜面周辺の地質や植生と崩壊物質の特徴について観察した。崩壊が発生したドゾウ沢源頭部の斜面については、崩壊発生前の1976年に国土地理院によって作成された地形図から10mメッシュのDEM（北海道地図製，GISMAP Terrain）が作成されていた。また、崩壊発生後の2008年6月18日と2008年9月（撮影日不明）には、東北森林管理局によって航空機レーザー測量が行われDEM（メッシュサイズ1m）が作成された。本研究では、これらのDEMの差分を取ることで、地震前後と、地震後の崩壊地の高度変化を推定した。

地震後の2008年6月と9月の航空機レーザー測量によるDEMはいずれも地震後の電子基準点の座標を用いて作成されているため、オーバーレイによる差分計算が可能である。本研究では、この2時期の航空機レーザー測量によるDEMを用いて2008年6月から9月にかけての標高の変化量を推定した。

国土地理院（2008）によると、栗駒山南麓のいわかがみ平にある電子基準点（栗駒2）で地震によって南東方向に約1.5m、鉛直上方向に2m強の地盤変動が確認されている。このため、地震を挟む1976年のDEMと2008年のDEMの差分計算には地震による地殻変動の影響が含まれていることになる。したがって、両者の

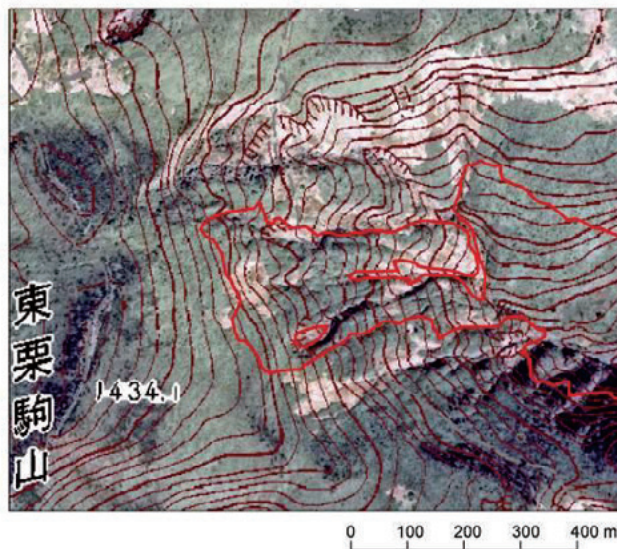


図2 崩壊前のドゾウ沢源頭部の空中写真
国土地理院が1976年に撮影した空中写真をオルソ化して地形図と重ね合わせた。赤色線は地震によって発生した裸地帯を示す。

Fig. 2 Aerial photograph of the head slope of Dozousawa River.

Aerial photograph taken by GSI in 1976 was orthorectified and overlaid with the GSI 1/25,000 map. The red lines indicate bare ground occurred by the earthquake.

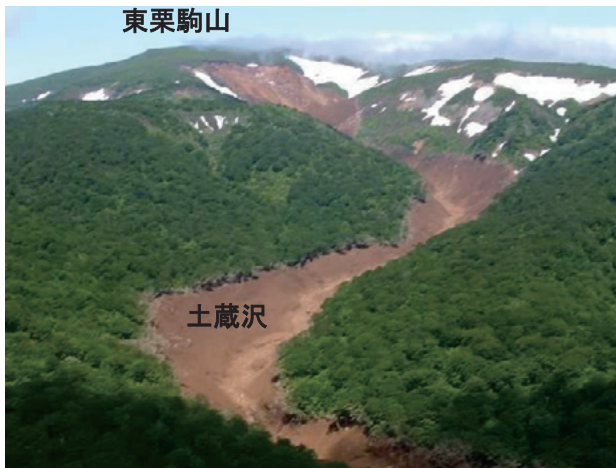


写真1 ドゾウ沢崩壊地の全景。2008年6月15日に宮城県が撮影。

Photo 1 The landslide occurred on the head slope of Dozousawa River, taken by Miyagi Prefecture in 15 June 2008.

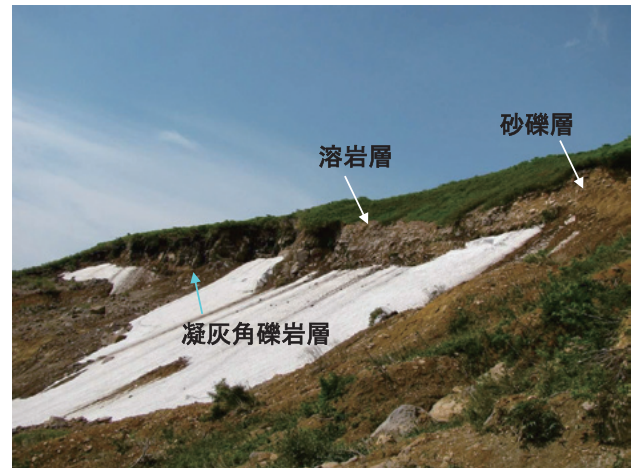


写真2 発生翌年夏のドゾウ沢崩壊地の状況。2009年6月25日撮影。

Photo 2 The Dozousawa landslide on 25 June 2009.

差分計算から正確な崩壊体積を推定することは出来ないが、地殻変動の影響が2m程度であることを踏まえれば、10mオーダーの極端な地形変化の分布については把握できる可能性があると考えられる。そこで、本研究では、1976年と2008年9月のDEMの差分計算を行って、地震による標高低下量の大きな分布を推定した。

4. 結果と考察

4.1 崩壊地内部の状況

現地調査において崩壊地の滑落崖の露頭を観察すると、滑落崖の南部では柱状節理が発達し成層した溶岩層が見られ、その下位には凝灰角礫岩層が見られる(写真2)。また、滑落崖の北部では多数の巨礫を含む未固結の地層が見られ、その下位には、熱水変質によって一部が粘土化した安山岩が見られた(写真3)。

崩壊発生直後の空中写真(図3a)では、崩壊地の大部分は基盤岩や堆積土砂に覆われていたが、崩壊発生から約3ヶ月が経過した2008年9月の空中写真では、崩壊地の北部やガリー底にはパッチ状の草本植生がみられた(図3c)。現地調査の結果、このようなパッチ状の草本植生は崩壊によって流下した土塊に付着したものではなく、攪乱を受けていない旧地表面の土壌層の上に成立していることが確認された(写真4)。このことから、これらのパッチ状の草本植生は崩壊直後には崩壊土砂に覆われていたものが、その後の土砂の流亡によって出現したと推定される。

4.2 埋没積雪層の分布と崩壊への影響

図3aを見ると発生直後の崩壊地の周辺には多くの残雪が見られるが、空中写真をよく見ると崩壊地(裸地域)の内部においても崩壊土砂の下に埋没した積雪層が確認できる(図3a右上の拡大図)。このような土砂の下に

埋没した積雪層の存在は、地震後の崩壊地内の標高変化からも推定される。図3dには、崩壊発生直後の2008年6月と、その約3ヶ月後の2008年9月の航空機レーザー測量によるDEMの差分を計算し、この間に1m以上の高度低下が見られた場所の分布を示した(淡褐色の部分)。これによると1m以上の標高低下が見られた場所の多くは崩壊地周辺の積雪域にあるが、一部は崩壊地の裸地域の内部にも分布しており、その多くは、2008年9月の段階ではパッチ状の草本植生の分布域と重なる。これらの場所では表面が草本植生で覆われていることやガリーなどの顕著な侵食の痕跡が見られないことから、1m以上の標高の低下が崩壊土砂の侵食で起きたとは考えにくい。崩壊地の外で1m以上の標高低下が見られた場所多くが残雪分布域に一致すること(図3c)を考えると、崩壊地の内部における標高の低下も積雪層の融解によって起きたことが考えられる。すなわち、これらの場所では崩壊地から流出した土砂が積雪層の上を流下し、薄い土砂の層が積雪層を覆う状態となっていたが、その後の積雪層の融解と薄い土砂の層の流出によって、旧地表面の草本植生が出現したと考えられる。言い換えれば、これらの場所では旧地表面の草本植生が積雪層で保護されて融雪後に再び出現したと考えることができる。このような草本植生が見られる場所は、崩壊地内部の細長い谷地形や(写真4のb)やドゾウ沢の谷壁斜面(写真4のc)である。これらの場所は周囲よりも地形的に窪んだ残雪が残りやすい場所であり、積雪層による保護によって土石流通過時の剝削を免れたと考えられることができる。写真5は地震の翌年の2009年5月にヘリから撮影されたドゾウ沢の崩壊地である。地震が発生した2008年6月14日の残雪域はこれよりも小さかったと思われるが、この写真からは崩壊発生斜面の残雪分布の傾向を知ることが出来る。これによると、写真4のb

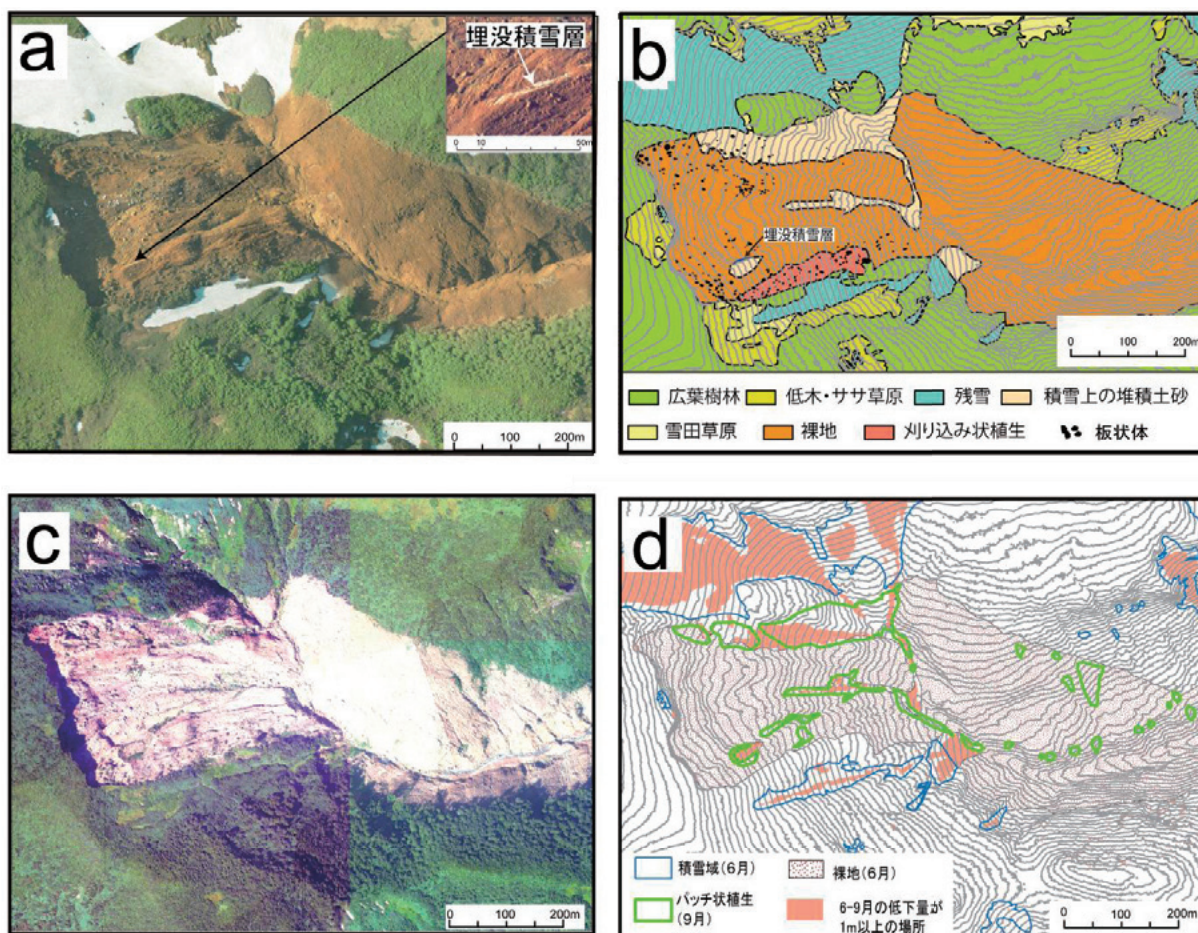


図3 ドゾウ沢源頭部の崩壊地の状況

a) 地震直後(2008年6月15日撮影)のオルソ写真(東北森林管理局撮影); b) 地震直後の崩壊地の状況 c) 2008年9月のオルソ写真; d) 2008年9月に確認されたパッチ状植生と6月～9月間の高度低下量が1 m以上の場所

Fig. 3 Landslide occurred on the head slope of Dozousawa River

a)Ortho photo taken on 15 June 2008 (by Tohoku Regional Forest Office); b) Landscape at 15 June 2008; c) Ortho photo taken in September 2008; d) Distributions of the remnant snowpack, patchy vegetation and sites with lowering reached 1 m between



写真3 砂礫層の下位に見られる変質安山岩.

Photo 3 Altered andesite lava underlying the surface gravel layer.



写真4 ドゾウ沢最上流部から冠頭部を望む. 2009年6月25日撮影.

Photo 4 View upslope from the uppermost Dozousawa channel to the landslide scarp, taken on 25 June 2009.

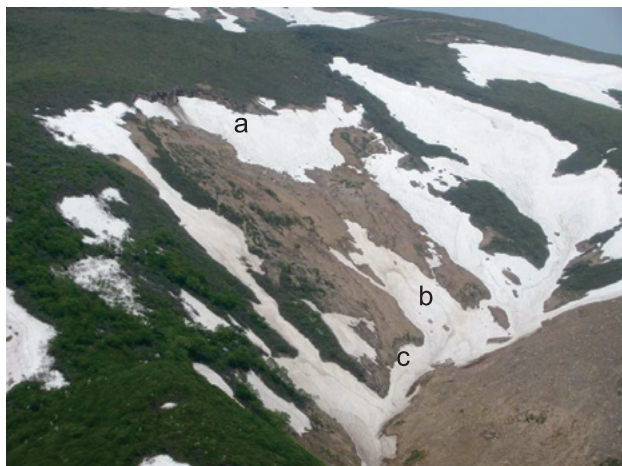


写真5 積雪期末期のドゾウ沢崩壊地の状況。2009年5月14日撮影。

Photo 5 Remnant snow patches on the Dozousawa Landslide on 14 May 2009.

とcのパッチ状植生はいずれも積雪に覆われており(写真5のbとc)、もともと周囲に比べて積雪が堆積しやすく積雪深が大きい場所であったと考えられる。

以上のような崩壊地内部の積雪や植生の状況を考えると、崩壊で発生した裸地域の内部でも顕著な剝削を受けた場所のごく一部に限られると考えられる。図4は地震前の1976年の空中写真から作成された地形図をもとにした10mメッシュのDEMと地震後の2008年9月に計測された航空機レーザー測定のDEMの差分を示したものである。地震後のデータには地殻変動による水平・垂直方向の移動(栗駒山周辺で1~2m程度)を含んでいるため、差分計算から正確な侵食深を計算することは出来ないが、10mオーダーの地形変化が起きた場所を把握することは可能である。図4によると、高度低下量が20mを上回る顕著な地形変化が見られた場所が標高1300m~1350mのごく狭い範囲に集中している。これに対して標高1250m以下の斜面ではそれほど大きな高度低下が認められない。また、崩壊地の中央部の測線(図4のX-Y)に沿った地震による地形変化を示す断面図(図5)においても顕著な高度低下は標高1280m~1350m付近以外では発生していない。上述したように標高1250m以下の斜面では地震時にも残雪や旧地表面の植生が残存しており、顕著な剝削は生じなかったことを考えると、斜面の下半部は剝削域よりも、むしろ崩壊土砂の流送域としての性格が強いと考えられる。

以上のことから推定すると、今回の地震による崩壊で顕著な剝削が起きた場所は図4において水色の線で囲んだ裸地域上部の凸型斜面に限られると考えられる。また、崩壊土砂の流送域に粗度の小さな残雪や草原が存在していたことが、崩壊土砂が対岸斜面に乗り上げるほどの初速を伴っていたことに影響した可能性も指摘できる(写真6)。

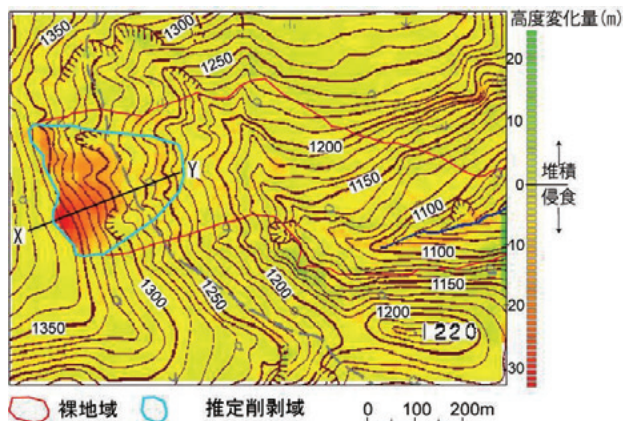


図4 1976年と2008年9月のDEMから計算されたドゾウ沢源頭部の高度低下量の分布。赤色の線は裸地域を、水色の線は推定剝削域を示す。X-Yは図5の地形断面の位置。

Fig. 4 Degradation between 1976 and September 2008 calculated from DEM

The red line marks the outline of the bare ground and the pale blue line indicates the estimated denudation area. The line X-Y is the location of the cross section (Fig. 5).

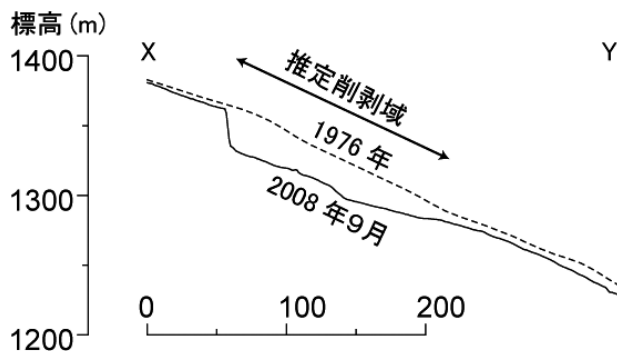


図5 ドゾウ沢源頭部の崩壊地の地震前後の断面の比較。測線の位置は図4に示す。

Fig. 5 Cross section of the head slope of Dozousawa River before and after the earthquake. The location is shown in Fig. 4.



写真6 崩壊地对岸斜面の状況。2009年6月25日撮影。

Photo 6 View of the opposite slope on 25 June 2009.

4.2 地震時に発生した全層雪崩の証拠

崩壊地の内部には植生を付けた表層土壌の板状のブロック（図3d、写真7）が点在していた（図3；写真7）。このようなブロックは北海道や東北地方の全層雪崩地に特徴的に見られる“板状体”（写真8；小野寺，1974；大丸・大原，2004）に相当すると考えられる。また、崩壊地南側の板状体密集域の斜面上方には、枝の先端部が揃って刈り取られたようなチシマザサや低木（写真9；以下、“刈り込み状植生”と呼ぶ）が多く見られた。従来の研究では、チシマザサをはじめとする多雪山地の倒伏性の植物は、積雪層中に挟まれた形で生活すると考えられている（Endo, 1983）。積雪期初期に積雪層に取り込まれた枝や葉は積雪グライドの進行とともに徐々に積雪層から抜け出すと考えられているが、圧密や焼結で固化した積雪層との間には強い摩擦が働いているため、全層雪崩が発生して積雪層の急激な移動が生じた場合には植物が積雪層から抜け出せずに土壌層が積雪層と一緒に剥離したり、植物の茎の部分が引きちぎられることがある。このため、全層雪崩の跡地には、上述したような板状体や刈り込み状の植生が見られることが多い。板状体は表層崩壊によっても発生することも多い（小出，1955）ため、それだけでは全層雪崩発生証拠にはならないが、板状体とともに刈り込み状植生が見られることを考え併せると、少なくとも図3bの刈り込み状植生が見られる場所では地震時に全層雪崩が発生したことが推定される。崩壊発生の翌日に撮影された写真1では崩壊地内に積雪デブリが認められないことから、全層雪崩の発生は最後の土砂流出に先行して発生し、雪崩で発生した積雪デブリは崩壊土砂の下に埋没したか、土砂とともに流下した可能性が高い。また、板状体の分布が崩壊地の縁辺に限られており、崩壊地の中央部には少ないことも、全層雪崩の後に顕著な土砂移動が発生したと考えることで説明可能である。



写真8 2003年5月19日に八幡平嶮岨森東斜面で発生した雪崩の堆積域に見られた板状体。

Photo 8 Organic debris derived from vegetation root mat found on the east side slope of Mt. Kensomori, Hachimantai area.

5. まとめ

2008年6月の岩手・宮城内陸地震によって東栗駒山東斜面で発生した崩壊の実態について現地調査と空中写真判読、GIS解析によって明らかにした。崩壊は主として標高1250m以上の凸型斜面で発生したと考えられる。標高1250mより下の斜面は崩壊前の植生や積雪層の残存状態から、侵食はほとんど受けていないと考えられ、崩壊土砂の流送域と見なすことが出来る。また、崩壊地内の刈り込み状植生や板状体の存在からは、深層崩壊の発生に先行して全層雪崩が発生したことが推定された。図6には以上のような崩壊発生過程を模式的に示した。このように、2008年の岩手・宮城内陸地震によってドゾウ沢で発生した深層崩壊には積雪の存在が大きな影響を与えたことが明らかとなった。



写真7 崩壊地下部に見られる板状体。雪崩の堆積域であることを示す。2009年6月25日撮影。

Photo 7 Organic debris derived from vegetation root mat found on the toe slope of the landslide, indicating that the landslide was accompanied by full depth snow avalanche (taken on 25 June 2009).



写真9 雪崩発生斜面の刈り込み状植生。2009年6月25日撮影。

Photo 9 Snow-clipped bushland found on snow avalanche field on 25 June 2009.

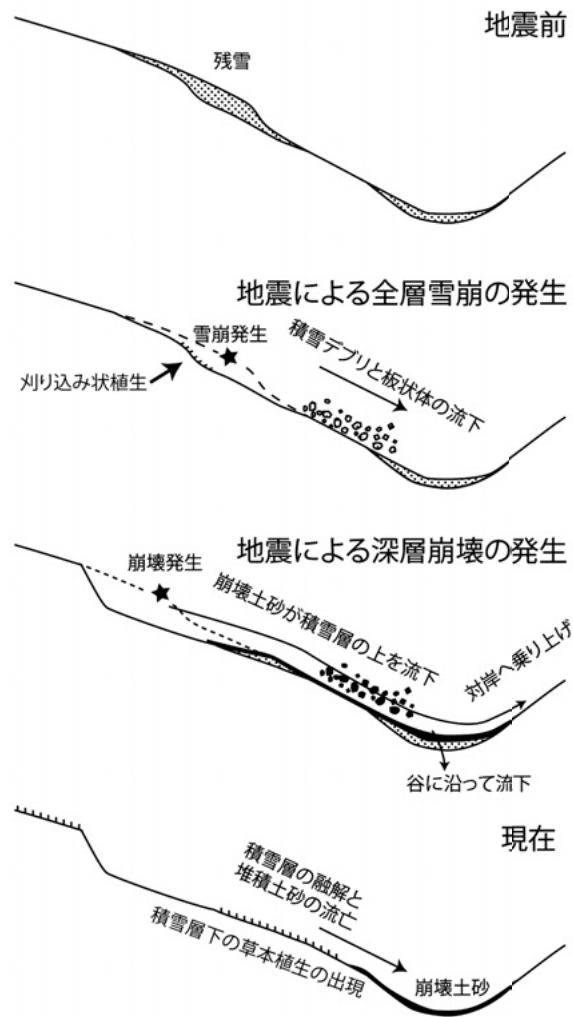


図6 ドゾウ沢崩壊地の発生過程の模式図
Fig. 6 Development of the Dozousawa Landslide.

引用文献

- 大丸裕武・大原偉樹 (2004) 八幡平におけるパッチ状雪食地の形成過程. 地形, **25**, 341-358.
- Endo, Y. (1983) Glide pressure of a snow cover as a release mechanism of an avalanche on a slope covered with bamboo bushes. Contr. Inst. Low Temp. Sci., Hokkaido Univ., **A32**, 39-68.
- 原 義文・田村圭司・山越隆雄・内田太郎・武澤永純・松本直樹・松岡 暁・吉野弘祐・藤沢和範・千田容嗣・小原嬢子・九田敬行・奥田慎吾・窪塚大輔・千葉伸一・石井靖雄・丸山清輝・Hasbaator・寺田秀樹 (2010) 平成20年(2008年)岩手・宮城内陸地震による土砂災害に関する報告. 土木研究所報告, **47**, 1-39.
- 小出 博 (1955) 山崩れ. 古今書院, 205pp.
- 国土地理院 (2008) 平成20年(2008年)岩手・宮城内陸地震による地殻変動(最終解).
<http://www.gsi.go.jp/johosystem/johosystem40099.html>
- 栗駒地熱地域地質図編集グループ (1986) 10万分の1栗駒地熱地域地質図説明書. 地質調査所.
- 小野寺弘道 (1974) 北海道の積雪寒冷山地にみられる土砂移動形態の一特徴. 新砂防, **26**, 5-8.
- 大野裕幸・石井 宏・中島最郎・高橋 祥・渡部金一郎 (2008) 平成20年(2008年)岩手・宮城内陸地震災害正射写真及び写真測量により判読した土砂災害の発生状況. 国土地理院時報, **117**, 39-47.
- Yagi, H., Sato, G. Higaki, D. Yamamoto, M. and Yamasaki, T. (2009) Distribution and characteristics of landslides induced by the Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake in 2008 in Tohoku District, Northeast Japan. Landslides, **6**(4), 335-344.

研究資料 (Research record)

森林総合研究所におけるモデル木造住宅（実験住宅）の概要等について

小林久高^{1)*}、末吉修三¹⁾、杉本健一¹⁾、原田真樹¹⁾、森川岳¹⁾、宇京斉一郎¹⁾

Feature of building structure and problem under construction about FFPRI model wooden house (case study house)

Hisataka KOBAYASHI^{1)*}, Shuzo SUEYOSHI¹⁾, Kenichi SUGIMOTO¹⁾,
Masaki HARADA¹⁾, Takeshi MORIKAWA¹⁾ and Seiitiro UKYO¹⁾

Abstract

The model wooden house was constructed by applying the research of various wooden materials and techniques that the FFPRI had done. The purpose of the experiment is to verify the performance change in the material for a long term in the house, and to obtain the information to develop a new material. The problem at the work has been extracted. The procedure for measurement in the house was verified and the experimental data keeps being accumulated.

Key words : case study house, wooden house, material performance, building frame performance, deterioration measures, habitat vibration, psychology characteristic, residence comfort, and indoor air quality

要旨

森林総合研究所が研究開発に関わった各種の木質材料やその関連技術を、実際に建設された住宅の環境において検証することを目的として、本所敷地内にモデル木造住宅を建設した。建設時には、上記木質材料を施工する際に生じる問題点の抽出や、施工の段階に応じた部材の状況に関する追跡調査を行なった。また竣工から現在にかけて、各種木質材料の実際の使用環境に即した構造的、環境的性能に関する検証を行なった。今後も劣化等に関する検証を行うために、継続して各種の実験データの蓄積を行なっていく。

キーワード：実験住宅、部材性能、躯体性能、劣化対策、環境振動、心理特性、居住快適性

1. はじめに

森林総合研究所での木質材料に関する研究開発は、材料単体あるいは構造要素によるものが主体であったため、実際の木造住宅に使用した際に生ずる諸問題に関しては、直接データを得ることが困難であった。そこで、研究成果の具体的な応用例を示すとともに、実際の住宅での使用状況下における材料の性能変化を長期間にわたって検証し、今後の材料開発に役立つ情報を得ることを目的として、森林総合研究所が研究開発に関わった各種の木質材料やその関連技術を応用したモデル木造住宅を本所敷地内に建設した。建設の初期段階から竣工後までの長期間にわたって、部材・躯体の性能および劣化対策と、建築物としての省エネルギー・居住快適性・室内空気質・心理特性・環境振動等に関する諸実験を行なっ

てきている。

本報告においては、①建設したモデル木造住宅の建設に至る経緯を述べ、②使用した部材や仕様、図面情報などの基本資料を参照可能な形で提示し、③建設作業の概要とその際に発生した問題点を整理し、④実施されている研究プロジェクトの概要について報告する。これにより、モデル木造住宅を活用した検証実験を今後も継続的に行ない、また内外の研究者による関連した新たな研究開発を進めていく際に参照可能な資料とする。

なお、本実験住宅は、独立行政法人森林総合研究所運営費交付金プロジェクト「地域材を利用した安全・快適住宅の開発と評価(2009～2011年度)」(課題番号：200903)によって建設したものである。

原稿受付：平成25年1月9日 Received 9 January 2013 原稿受理：平成25年1月21日 Accepted 21 January 2013

1) 森林総合研究所構造利用研究領域 Department of Wood Engineering, Forestry and Forest Research Institute (FFPRI)

* 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 Department of Wood Engineering, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan, e-mail: hisakoba@ffpri.affrc.go.jp

2. 建設までの経緯

2.1. 競技設計の概要

本モデル木造住宅は、2008 年度に当所が主催した競技設計「近未来の木造住宅」—安全・快適・高耐久・省エネ—（杉本ら 2008、杉本 2009a、杉本 2009b、森林総合研究所 2009）で最優秀賞となった作品を実際に建設したものである。この競技設計においては、国産材の需要拡大に大きく貢献し、耐震性に優れた建築物を比較的容易に建設できる厚物構造用合板を主要な構造部に用いた木造住宅とし、木材という自然素材の持つ安らぎが意識できるデザインで、自然エネルギーが利用可能な住宅のアイデアを募集した。

2.2. 設計条件

本研究が研究開発に携わった木質材料を活かし、上記の前提のもと、以下の条件を設定した（森林総合研究所 2009）。

- ①構造種別：木造（平屋建を除く）
- ②使用材料：
 - ・耐力壁に、厚さ 24mm の構造用合板を使用
 - ・床構面に、厚さ 28mm の構造用合板等を使用
 - ・木質材料は国産材を使うよう努めること
- ③敷地条件：
 - ・敷地面積：210m²
 - ・用途地域等：第 1 種低層住居専用地域，都市計画区域内，市街化区域
 - ・建ぺい率／40%，容積率／80%
 - ・前面道路：北側で幅員 6 m の道路に接する
- ④建物規模：延床面積 120m² 程度
- ⑤家族構成：夫婦および子ども 2 人
- ⑥駐車場：敷地内に 2 台分の駐車場を設ける。ただし建物内に車庫は設けない。
- ⑦建築工事費：4,000 万円以下（基礎工事、設備、外構等工事を含む総工事費）
- ⑧建築地の気候条件：冬期に晴天の日が多く、夏期に高温多湿で日射量の多い太平洋側の IV 地域（省エネルギー基準による地域区分）
- ⑨耐震性能：壁量は建築基準法に規定の 2 倍以上
- ⑩断熱・気密性能：下記⑪の省エネルギー性能をめざした断熱・気密性能とすること
- ⑪省エネルギー性能：3 kw 程度の太陽光発電パネルを装備した場合に、エネルギー収支がプラスになる創エネルギー住宅となることをめざすこと
- ⑫耐久性：日本住宅性能表示基準における「劣化の軽減」において、等級 3 以上
- ⑬室内空気質：日本住宅性能表示基準における「室内空気中の化学物質濃度等」の特定測定物質の放散に配慮した建材を使用
- ⑭特記事項：実施設計においては、研究遂行上の理由から部分的な変更を求めることがある

2.3. 審査の実施

審査は以下の委員によって行なわれた。

委員長：三井所清典（芝浦工業大学名誉教授、(株)アルセッド建築研究所代表取締役）

委員：澤地孝男（(独)建築研究所 環境研究グループ長）／袴田喜夫（袴田喜夫建築設計室（有）代表取締役）／平野陽子（(株)ドットコーポレーション 代表取締役）／林知行（(独)森林総合研究所 構造利用研究領域長）※所属は当時のもの

応募作品 58 点の中から、審査委員会による選考が行なわれ、最優秀賞には神家昭雄建築研究室の作品が選ばれた。選定理由としては、合板を使いながら仕上げに自然素材の木を使っていること。開口部を大きく取り、内外の状況に応じて生活を楽しむことができ、日本人の基本的な欲求を満たすものであること。また伝統的な土壁構法に現代的な耐久性・防露性を考えた断熱工法を適用し、次世代基準の断熱性を実現していること、などから日本の住まいの原点を確認するうえで優れており、実験を行う上でも有意義であると判断された。

実施設計に際しては、研究上の要求から競技設計における提案から若干の変更が加えられた。主な変更点は以下のとおりである。

- ・基礎立上を、368 mm から 592 mm に変更（劣化対策、床下作業）
- ・外壁のスギ板の仕上げを、焼スギから含浸型木材保護塗料に変更（耐久性）
- ・浴室の仕様を、現造浴槽からユニットバスに変更。（劣化対策）
- ・床下点検口、床下電源の増設（床下作業）

また、確認申請上の理由からペレットストーブの設置を中止した。断熱材については、一時的に入手が困難となっていたグラスウールを木質繊維断熱材に変更した。



Photo 1. 競技設計受賞作 模型



Photo 2. 軸組模型 (a:南東面、b:北西面)

2.4. 建設した実験住宅の主な仕様と図面

Table 1. 建設概要

建設場所	茨城県つくば市松の里1 (独)森林総合研究所 敷地内
工事期間	2010年4月1日～2011年2月28日
構造・規模	木造2階建
各部の高さ	A.最高の高さ:7,480mm B.最高の軒高:6,930mm C床の高さ:780mm
敷地面積	201.00㎡
建築面積	82.85㎡
床面積	1階:63.79㎡ 2階:54.28㎡ …合計:118.07㎡
設計	神家昭雄建築研究室
監理	河野正博建築設計事務所
施工	染谷工務店

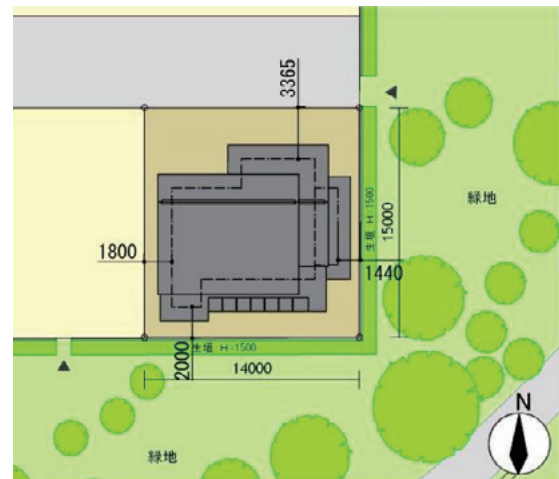


Fig.1. 配置図

Table 2. 構造材の仕様及び内外の仕上げ

■構造材仕様表

土台	ヒノキ集成材(JAS)、ヒノキ製材(保存処理材 JAS)
柱	スギ集成材(E55-F225)、スギ製材(機械等級区分材 E70)
梁	スギ製材(機械等級区分材 E70)、スギ・ヒノキ異樹種集成材(E-105-F300)
構造用合板	壁:ネダノンスタッドレス5+ t=24 地盤より一段目には2種の防腐処理材を使用 (防腐処理 後処理タイプ/保存処理剤 接着剤混入タイプ) 床:ネダノン t=28 本実 ※あらわし部分は小節相当とする。 ※含水率はSD20もしくはD20以下とする。

■外部仕上表

屋根	ガルバリウム鋼板 ヨコ葺
樋	ガルバリウム鋼板
軒裏	杉板 t=12(上小)、化粧タル木
外壁	杉板t=15 w=150(一等荒板)XC 目板押え18×36XC ラスモルタル下地アクリルリシン掻き落とし ラスモルタル弾性リシン吹き付け+木製ルーバー(24×40)XC
ポーチ	レンガ敷(目地あり)
基礎側面	杉板型枠コンクリート打放シ

■内部仕上表

	室名	天井高	床	壁	天井
1階	土間玄関	2400	レンガ敷(目地なし)	シックイ塗 (一部PB t=12下地)	杉板 t=12(上小)
	食堂居間	2562、 4800	桧 t=20 朝鮮張り	シックイ塗 (一部PB t=12下地)	杉合板 t=28あらわし、 カラーワックス塗拭取り仕上
	食堂居間 (畳敷部分)	2000	フチナシ タタミ敷	土壁中塗り仕上げ	サツマヨシ合板
	台所	2562	桧 t=20(小節) 朝鮮張り ワックス塗	25角モザイクタイル貼、 一部 シックイ塗り (ケイカル板 t=12下地、 一部PB t=12下地)	杉合板 t=28あらわし、 カラーワックス塗拭取り仕上
	家事室	2100	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗 (PB t=12下地)	杉板 t=12(上小)
	便所1、 洗面脱衣	2200	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗、 25角モザイクタイル貼 (PB t=12下地)	杉板 t=12(上小)
	浴室	2020	ユニットバス(設備工事)	ユニットバス(設備工事)	ユニットバス(設備工事)
	食品庫	2050	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	杉板 t=12(一等)	杉板 t=12(一等)
2階	書斎コーナー	3250 2100	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗 (PB t=12下地、 一部土下地)	杉板 t=12(一等)、 一部シックイ塗
	便所2	2150	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗 (PB t=12下地)	杉板 t=12(上小)
	子供室1	2100 ~3280	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗 (PB t=12下地、 一部土下地)	杉板 t=12(上小)
	子供室2	2100 ~3280	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗 (PB t=12下地、 一部土下地)	杉板 t=12(上小)
	寝室	2100 ~3280、 2150	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	シックイ塗 (PB t=12下地、 一部土下地)	杉板 t=12(上小)
	納戸	2150	桧フローリング t=15(小節) ワックス塗	杉板 t=12(一等)	杉板 t=12(一等)

※床ワックス:オスモ エキストラクリア 1回塗り

※カラーワックス:オスモ ウッドワックス 拭き取り仕上

※XC:キシラデコール(3回塗)

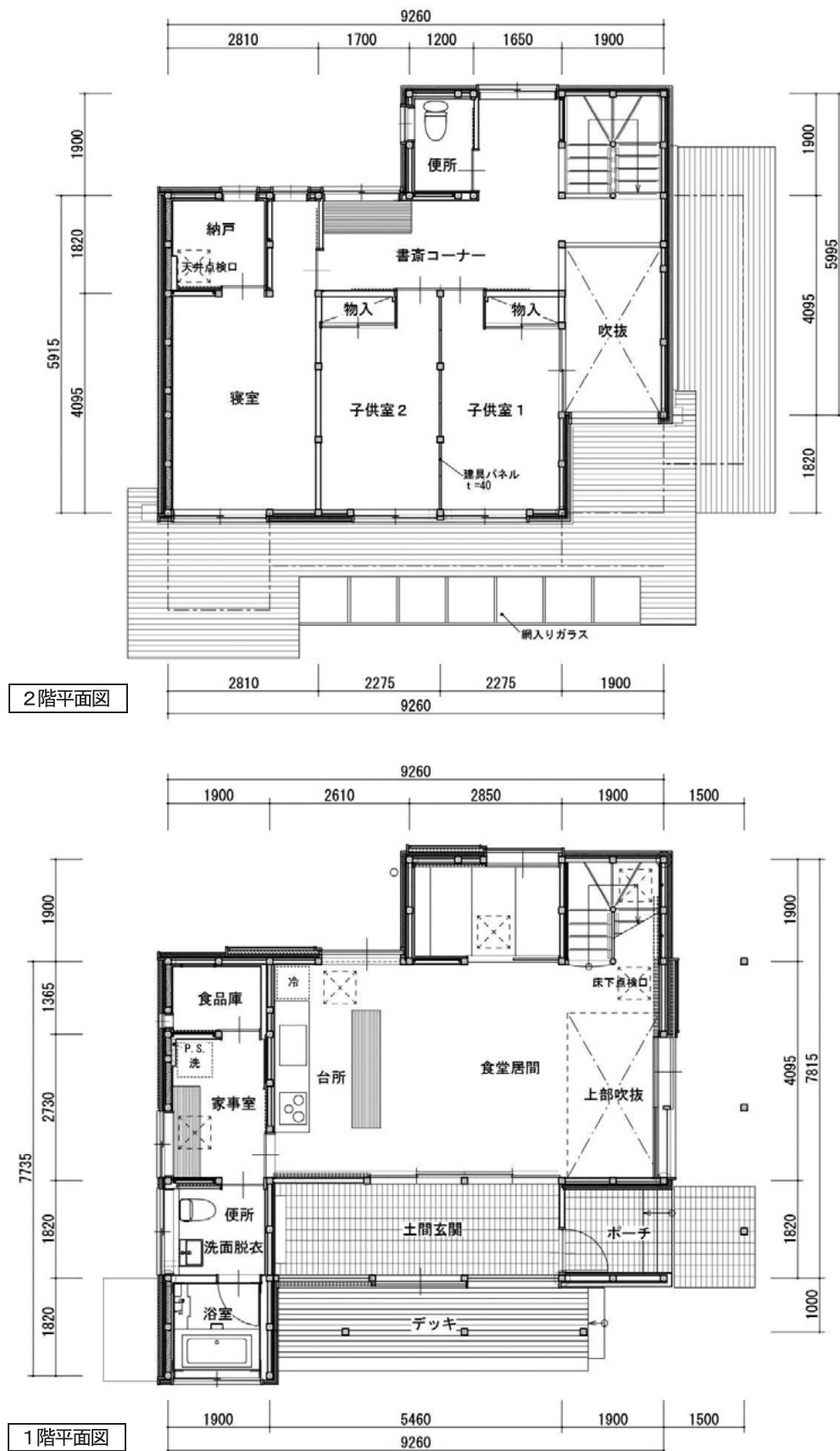


Fig.2. 各階平面図

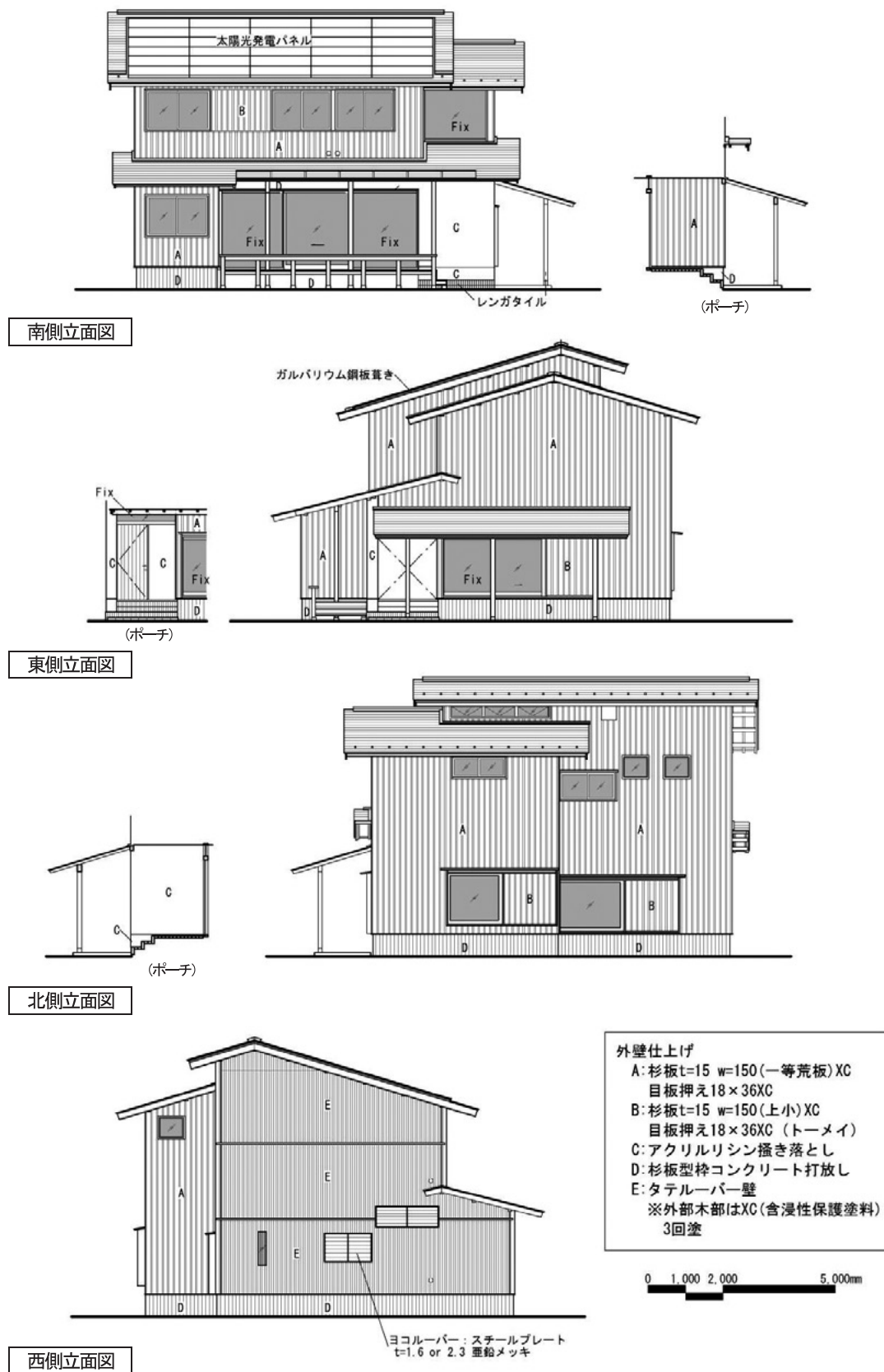


Fig.3. 立面図

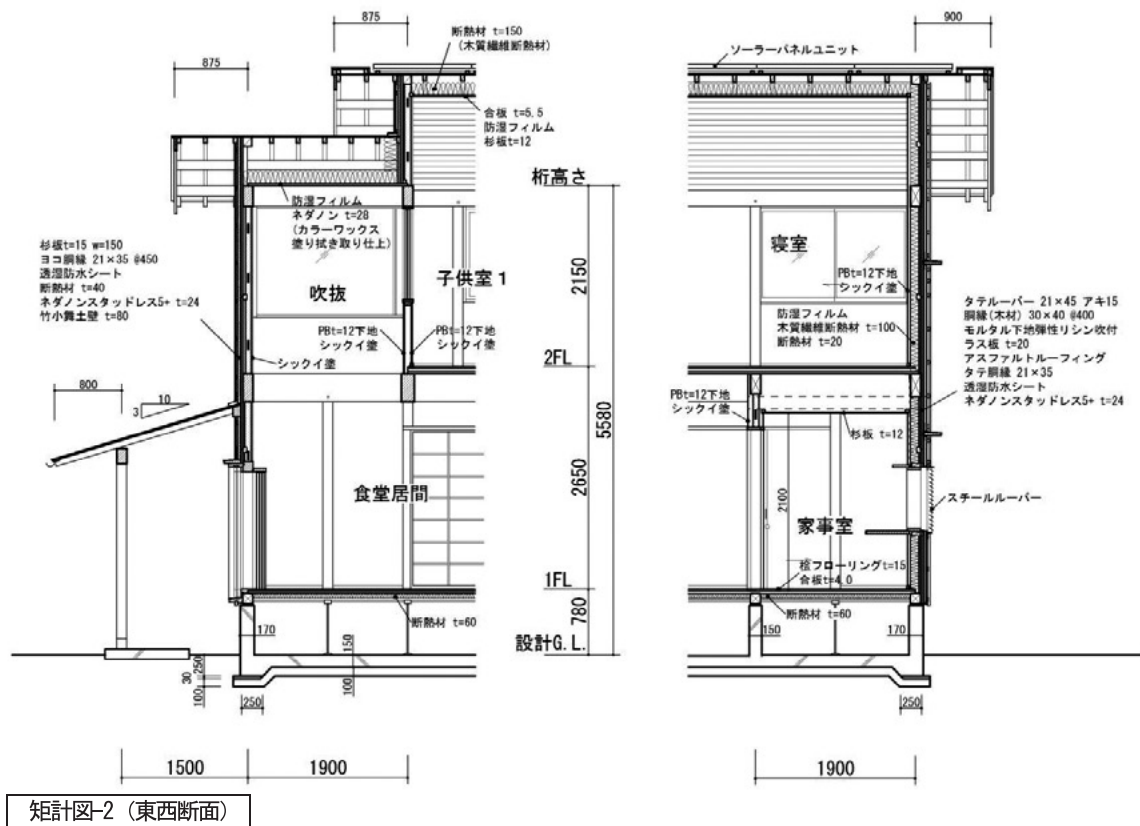
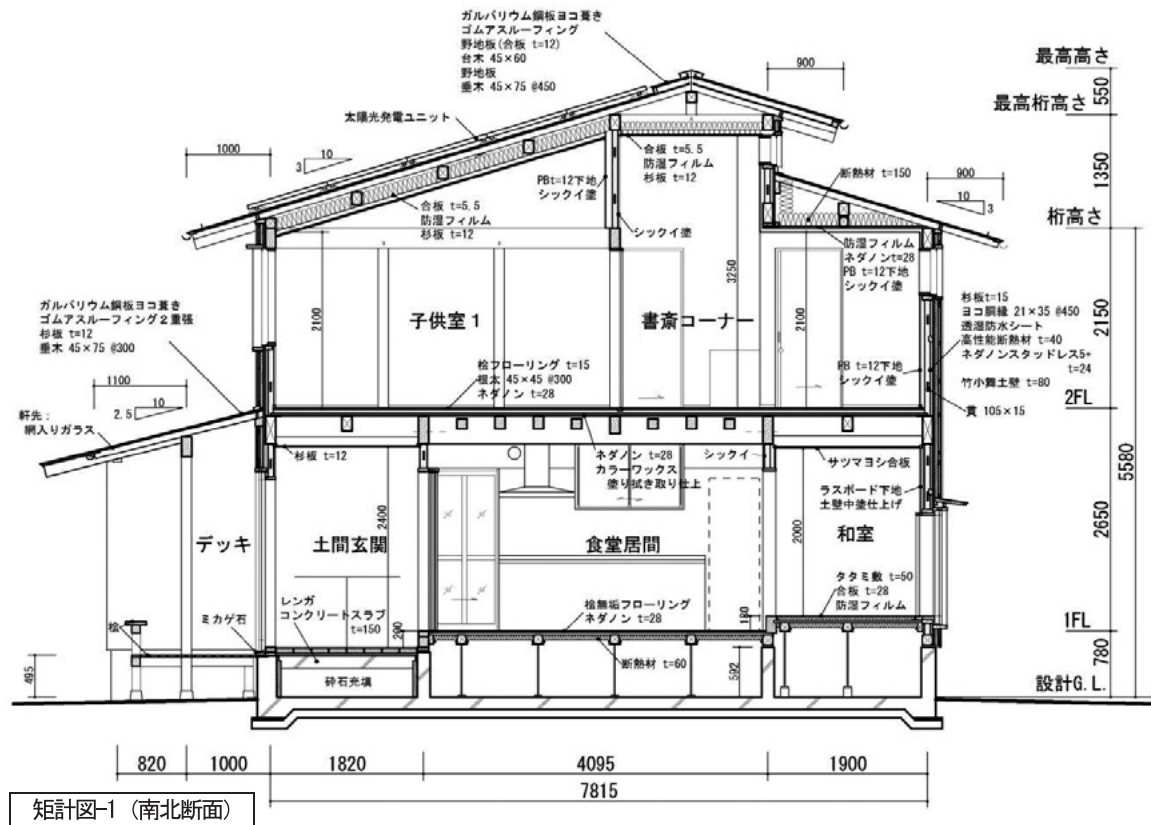


Fig.4. 矩計図

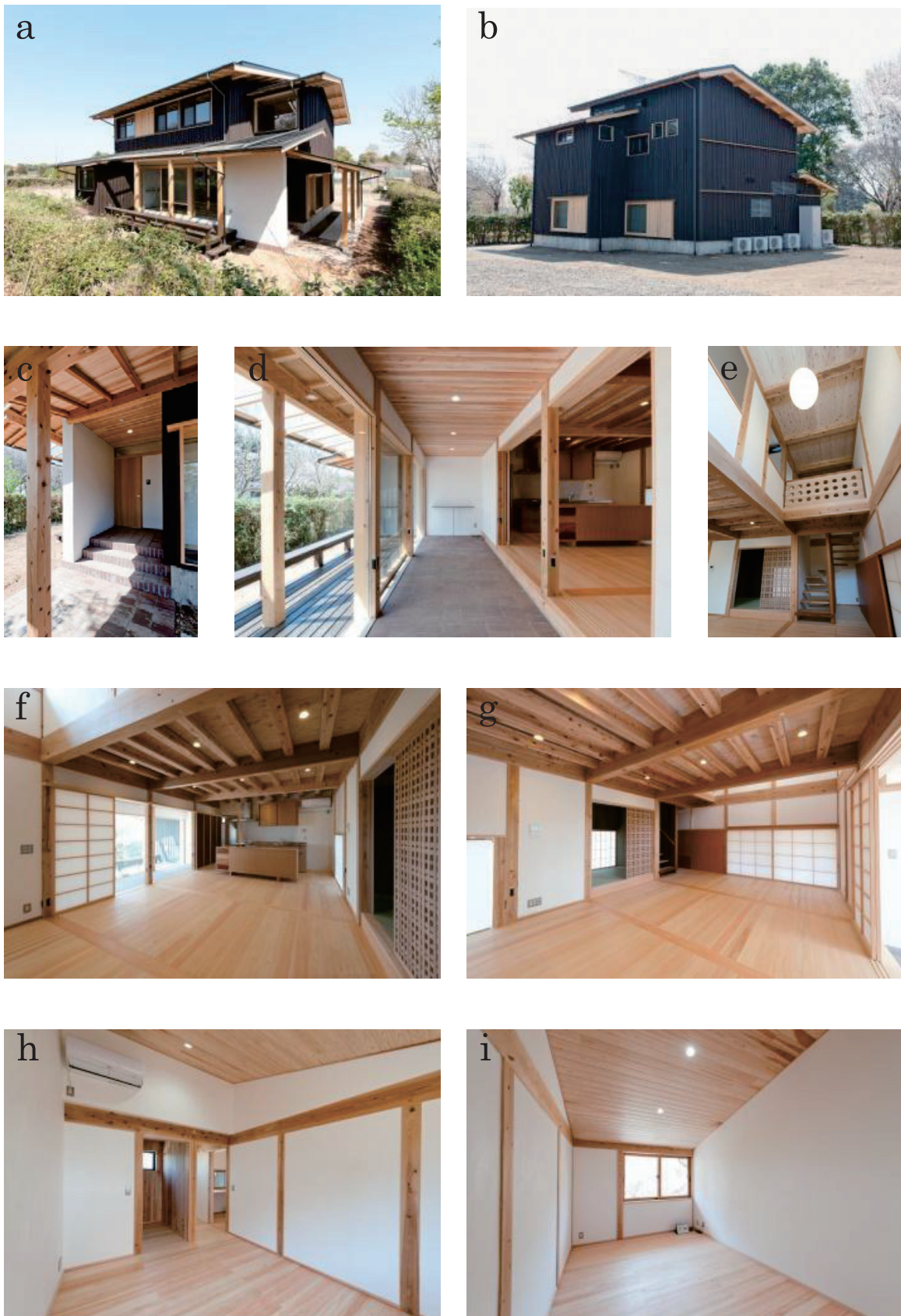


Photo 3. 内外観 (a: 南東面、b: 北西面、c: 玄関、d: 玄関土間、e: 吹抜け・階段、f: 1階食堂居間 西面、g: 1階食堂居間 東面、h: 2階寝室 北面、i: 2階寝室 南面)

3. 建築物の特徴と施工時の問題点

3.1. 建築物の特徴

一般的な軸組構法だが、壁面及び床面に厚物合板を用いて耐力を確保し、土壁を設けることで室内環境向上を意図している点が特徴となっている。(杉本 2011、神家 2011a、神家ら 2011b、小林ら 2011)

□基礎

一般の住宅よりも基礎を高く設定している。型枠内部にスギ板材打ちつけ、基礎の外面に木目をつけている。給水管は鞘管ヘッダー工法とした。

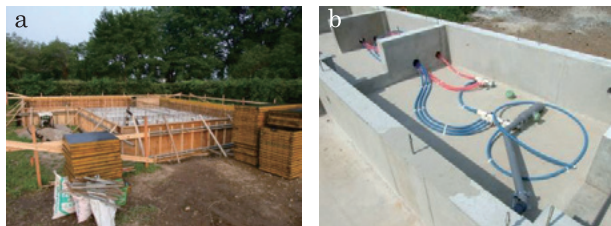


Photo 4. a: 基礎の施工、b: 床下の配管

□軸組構造

主要な構造材は全て日本農林規格（JAS）材としている。継手・仕口の加工はプレカットによるが、追掛大栓継や長ホゾ込栓差などについては手加工とした。

土台は住宅の中でも耐久性を考慮する必要がある部材である。本住宅では、保存薬剤処理を施したヒノキ製材と薬剤処理をしていないヒノキ集成材を使用している。どちらの材料についても、施工後に材料表面への薬剤吹き付け処理を行っている。2つの材料を並べて施工しているため、今後、耐久性について比較することも可能となっている。



Photo 5. 土台（集成材：左、無垢材：右）

柱および梁材は全て JAS 材の機械等級区分により強度ランクを指定した。柱にはスギ製材（E70）及びスギ集成材（E55-F225）、梁にはスギ製材（E70）及びスギ・ヒノキ対称異等級構成集成材（E105-F300）を使用し、製材と集成材を混用することで性能の比較が可能な配置としている。これらの材料は、一般的な木造住宅に用いられる材料よりもヤング係数が比較的低い材料だが、構造計算により安全性を確認して使用している。

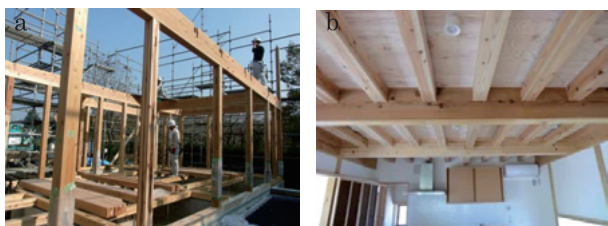


Photo 6. a: 構造材の施工状況、b: 梁（集成材：前、製材：奥）

□屋根

屋根下地は太陽光パネルと仕上がり面を揃えるため2重に下地合板が張られている（パネル設置部分の屋根面のみ）。



Photo 7. a: 屋根下地の施工、b: 太陽光発電パネルの設置

□床および天井

全ての単板をスギで構成した28mm厚構造用合板を使用しているため、一般的な根太の設置が不要となっている。1階から天井を見上げると2階床下地合板が見えるが、構造上必要のない意匠的な梁との間には隙間があげられている。

2階床においては床下地と仕上げの間に配線用のスペースを設けた2重床としている。

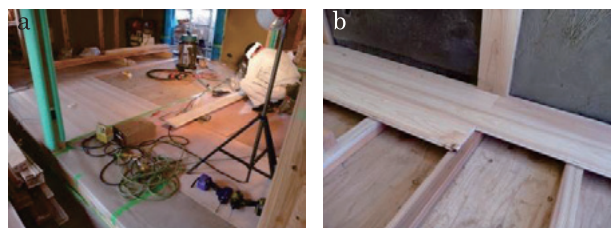


Photo 8. a: 1階床の施工状況、b: 2階床の配線用スペース

□壁

一般的な軸組構法だが、土壁を施工するための貫が設置されている。土壁は伝統技術を活かした竹小舞の土壁＋漆喰仕上げとしている。下塗りの土壁の乾燥を待ち、24mm厚構造用合板を張りつけ耐力壁とすることで、建築基準法に規定された耐震性の約2倍の耐震性を確保している。外壁の合板上に断熱材を設置し外断熱としている。

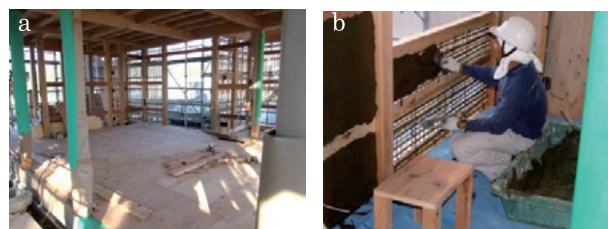


Photo 9. a: 竹小舞の施工、b: 土壁の施工

□仕上げ

外壁面の仕上げはスギ板の縦張り、含浸型木材保護塗料を3回塗りしている。屋外の木材には同様の塗料が塗布されている（黒色または無色）。西面の壁のみは木製縦ルーバーを設置した壁面構成となっている。外部建具は、1階では木製建具を多用し、2階においては樹脂サッシとしている。

室内壁の仕上げは、基本的には土壁の上に漆喰塗りとなっており、部分的に石膏ボード下地漆喰塗り、スギ板張りが用いられている。2階の各居室はスギ板張りの勾配天井となっている。内部建具はすべて木製のフラッシュ戸または障子、襖の引戸としている。

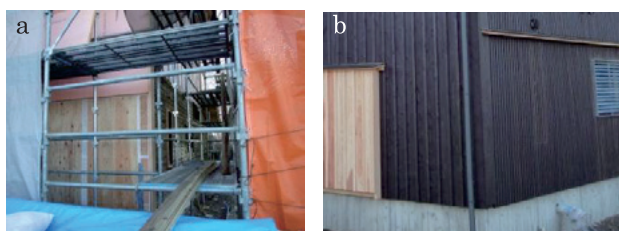


Photo 10. a:合板・断熱材の設置、b:外壁面仕上げ（右が西面）

□設備

太陽光発電パネルや効率の高い設備機器と合わせて、1階南側玄関への蓄熱土間の設置、高窓による自然換気、深い軒やルーバーによる日射遮蔽などによりエネルギー負荷を減じている。



Photo 11. a:蓄熱土間、b:2階廊下の高窓

3.2. 施工時における問題点の抽出

施工は一般競争入札により落札した施工業者により行われた。一般の業者による建設に際して、木材利用上の問題となる点について現場監理を通して確認し、その問題点の抽出を行なった。

□JAS材による納品

工務店においてはJAS材に関する知識が不足していたため、部材の購入に際しては事前に詳細な情報提供を行なった。そのうえで使用する材の性能に関する指定を確認したが、構造用製材の発注時には、機械等級区分と目視等級区分の混用、強度性能の指定ミスが発生し、再納品による部材の交換を行なうこととなった。JAS材

に関する情報の一般へのさらなる普及が必要である。

□構造用合板の施工方法

構造用合板（商品名：ネダノン）の使用に際して、工事の初期においては設計施工用マニュアル（東京合板工業組合 2008）による施工が徹底されておらず、認められていないビスによる設置が行なわれてしまい、鉄丸釘に修正するための手戻りが生じた。また、壁用の構造用合板（商品名：ネダノンスタッドレス5+）の真壁仕様による設置に際して、受け材の設置が適切に行われなかったため、撤去後再設置を行なった。配線等の設置に際して合板を大きく切り取る施工が行なわれたため、当該部分の設計の見直しと合板の再設置を行なった。マニュアルに加えて、構造用合板の施工監理手法の検討が必要である。

□土壁の施工方法

工期の遅れにより土壁の施工が冬季にかかってしまい、十分な乾燥を行なうことが困難となった。これに対しては自然乾燥に加えてジェットバーナーによる乾燥を併用することで対処した。また、壁面の耐力を負担する構造用合板の設置が土壁（下塗り）の乾燥後となるため、上棟から土壁の乾燥までの長期間にわたって、仮筋交いによって壁面の強度を確保することとなった。土壁と構造用合板を併用する壁構造の採用に際しては、建設作業中での強度確保方法の検討が必要である。

□その他施工上の問題

・プレカット加工

追っ掛け大栓継ぎなど、現在では一般的ではない加工を依頼したため、プレカット工場における加工ミスが発生した。代替材を準備し再加工を行なったが、工期の遅れが生じた。

・施工時の養生

構造材を現しとする仕上げでは、施工時の養生が重要となる。仮筋交いの設置跡、雨だれ跡、作業時の傷に関して、補修作業が必要となった。

・配線のための構造材の欠き込み

電気等の配線の設置に際しては、一般的に構造材への穴あけや欠き取りが行なわれる。本物件においては強度上の問題は生じなかったため特に対策はしなかったが、部材の保護と解体時の再利用を想定すると、設置手法の再検討が必要である。

・点検口における断熱材の設置

床下点検口の設置に際して既製品を使用しない場合、大工による現場製作となるが、気密性の確保と適切な断熱材の設置を行なうことが困難である。本物件においては、大工により床下点検口の形状に合わせて断熱材を加工し設置したが、既製品を使用した場合と比較すると気密性は低いものと考えられる。住宅の性能に合わせた設計が必要となる。

4. 実施している研究プロジェクトの概要

様々な分野の研究者により多角的な調査研究が継続して行なわれている。建設作業が行なわれる以前の構造部材の購入時から部材の測定を開始し、竣工後においては10年以上の継続的な計測を行なっていくことを想定している。

□構造材の非破壊試験の実施

木材の加工前に全構造材の弾性率と含水率を測定し、建設後の部材位置と対照可能なデータベースの作成を試みた。作業にあたっては、部材識別番号を示す二次元バーコードのシールを部材に直接貼り付け、プレカットや建設作業を経た最終的な材の使用部位を追跡した（軽部ら 2011a）。

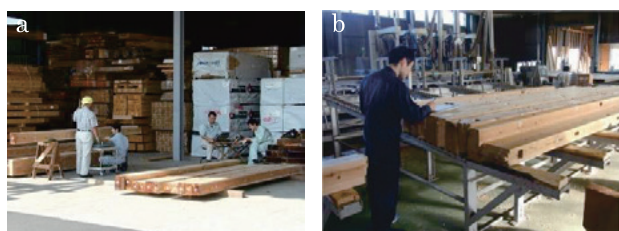


Photo 12. a: 非破壊試験の実施、b: 部材の追跡

□柱に生じる応力の計測

柱の4面にひずみを計測するセンサーを貼り、柱に生じているひずみを一定時間毎に収録することによって、柱に生じている鉛直方向の力の変化を追跡している。これにより、木造住宅の柱に生ずる応力が竣工直後どのように変化するのか、また、柱に生じている応力が一日の中で、あるいは季節間でどの程度変化するかを計測する（原田ら 2011、2012a、2012b）。



Photo 13. a: センサーの貼りつけ、b: センサー設置状況

□土壁の乾燥度管理

土壁の乾燥度を管理する手法として、試験用壁体を作成し、重量と温度を継続的に測定した（軽部ら 2011b）。



Photo 14. 土壁試験体

□住宅各部における微小振動の計測

建築物に影響ないような微小な揺れ（常時微動）を感知できる高性能センサーを建物各部に設置し、振動波形の測定を行なった。これにより、対象住宅がどのような状態で揺れやすいのかについて、固有振動数等を計測した（杉本ら 2012）。

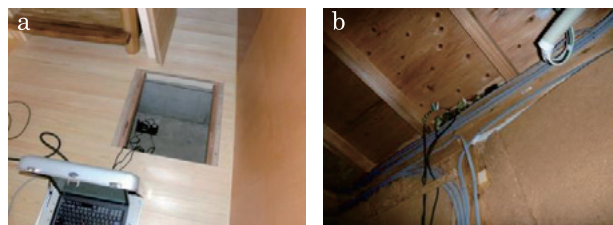


Photo 15. a: 床下のセンサー設置状況、b: 天井裏のセンサー設置状況

□環境振動の計測

建物の敷地近傍で人工的に振動を発生させ、それにより住宅内への振動伝播性状の計測を行なった。これにより、住宅内の振動レベル分布や振動増幅についての検証を行なった（宇京ら 2012）。

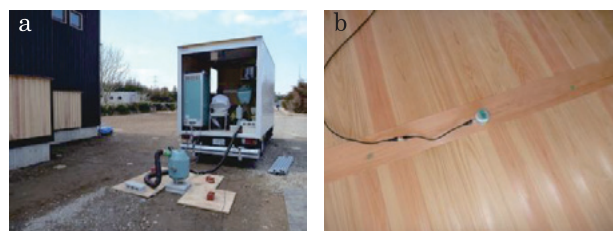


Photo 16. a: 屋外での加振状況、b: 室内のセンサー設置状況

□遮音性の計測

室内における音環境を把握するため、2階で発生させた音の伝わり方を計測した。一部の音は吹抜等の隙間から迂回して伝搬し、床衝撃音は2階の二重床を通して伝わりやすい部分があることを確認した（末吉ら 2012a、2012b）。

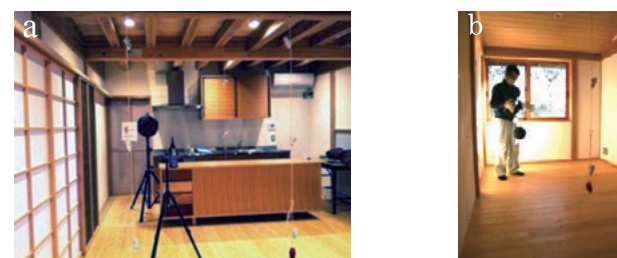


Photo 17. a: 1階での測定状況、b: 2階での加振状況

□壁内外における温湿度の計測

壁体の構成方法、方位、部屋用途などの要素から7箇所の壁を選び出し、土壁の屋外側、合板の屋外側、断熱材の屋外側に位置するように熱電対を設置し、温度計測を行なった。また熱電対とほぼ同じ位置の屋内外に温湿度センサーを設置し温湿度を計測した。これにより、壁の作り方（仕様）による屋内外での温湿度の違いを確認している。

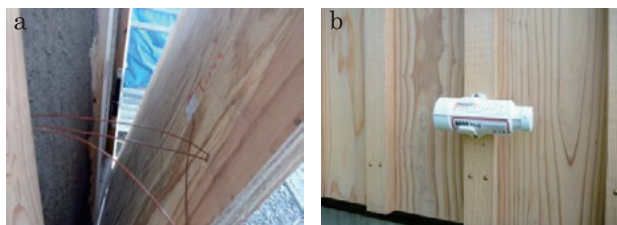


Photo 18. a: 壁体内へのセンサーの設置、b: 屋外のセンサー設置状況

□気密性の計測

完成直後に気密性能および断熱性能を測定した。これにより、気密性能を示す相当隙間面積（C 値）は、 $2.55\text{cm}^2/\text{m}^2$ であり、また、断熱性能を示す熱損失係数（Q 値）は、 $1.98\text{W}/\text{m}^2\text{K}$ であることを確認した（埴ら 2012）。

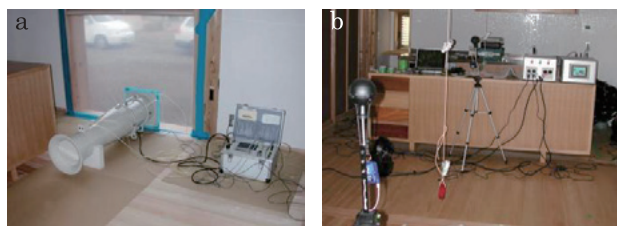


Photo 19. a, b: 気密性能の測定状況

□室内空気質の計測

床等への自然塗料の塗装後に室内空気質を測定した。これにより、建築基準法の規制対象物質及び日本住宅性能表示基準の対象物質については、すべて室内濃度指針値をクリアしており、快適な空気質が実現できたことを確認した（宮本ら 2011）。



Photo 20. 空気質の測定状況

□心理特性評価

内装の異なる2居室における生理応答実験を実施し、地域材や木材由来の各種材料を用いた住宅の居住空間について、その快適性に関わる木質系内装材由来の視覚と

嗅覚への複合的影響を検証した。主観的には差異が認められなかったが、生体に負担をかけず、リラックス状態をもたらす可能性が示唆された（恒次 2012）。

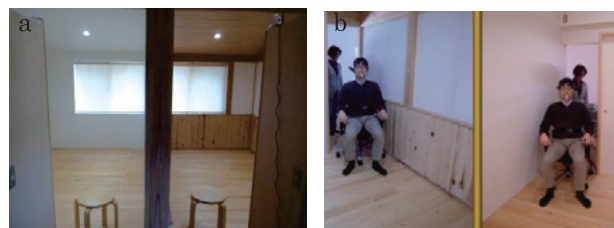


Photo 21. a: 内装の異なる2室の状況、b: 試験実施のイメージ

5. まとめ

本研究所が開発や評価に関わった各種木質材料を使用し、実大のモデル木造住宅を建設することにより、建設現場において実際に材料を施工する際に生じる各種の問題点の抽出を行なうことができた。また、実験室レベルで行なってきた各種の実験・評価手法を、住宅という実大の試験体において応用する手法について検討を行ない、実際の材料使用環境に即したデータを蓄積しつつある。

本モデル木造住宅では建設時における使用部材の素性が明らかであり、各種使用材料の初期性能も計測によって確かめられている。このような建築物において継続的な測定を行なっている事例は少ないため、長期間にわたるデータの蓄積を行なうことにより新たな知見が期待される。現状の計測を継続するとともに、本実験住宅を利用した新たな研究テーマに関しても研究所内外からの提案を広く受け入れ、モデル木造住宅の特性を活かし、積極的な運用を行なっていくこととする。

引用文献

- 杉本健一・林知行・末吉修三・新藤健太・原田真樹・渋沢龍也・神谷文夫（2008）森林総合研究所設計コンペ「近未来の木造住宅」-安全・快適・高耐久・省エネ-, 第12回木質構造研究会技術発表会技術報告集, 79-82
- 杉本健一（2009a）設計コンペ「近未来の木造住宅」とプロジェクト研究「地域材を利用した安全・快適住宅の開発と評価」, NPO 木の建築, 24, 44-47
- 杉本健一（2009b）森林総合研究所設計コンペ「近未来の木造住宅」-安全・快適・高耐久・省エネ-, Journal of Timber Engineering, 90, 176-179
- 森林総合研究所（2009）森林総合研究所設計コンペ「近

- 未来の木造住宅」－安全・快適・高耐久・省エネ－受賞作品集、森林総合研究所 第2期中期計画成果9、森林総合研究所
- 杉本健一 (2011) 森林総合研究所モデル木造住宅の建設, *Journal of Timber Engineering*, 102, 175-180
- 神家昭雄 (2011a) 独立行政法人 森林総合研究所 実験住宅, 新建築 住宅特集, 308, 34-39
- 神家昭雄・杉本健一 (2011b) 自然エネルギーを生かした高耐久で快適な木造住宅の追求 - さまざまな木材と土壁の性能を検証する -, 新建築 住宅特集, 308, 40-41
- 小林久高・杉本健一・軽部正彦・渋沢龍也・宇京齊一郎・末吉修三・林 知行 (2011) 森林総合研究所によるモデル木造住宅「近未来の木造住宅」実験住棟の概要, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 61, H19-P-AM07
- 東京合板工業組合・東北合板工業組合 (2008) ネダノンマニュアル Ver.5, 5, 東京合板工業組合・東北合板工業組合
- 軽部正彦・宇京齊一郎・小林久高・井道裕史 (2011 a) 二次元バーコードを使った部材追跡の試み, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 61, H19-P-AM05
- 軽部正彦・小林久高・渋沢龍也・宇京齊一郎 (2011 b) 土壁の乾燥度管理方法の検討とその実際, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 61, H18-04-1445
- 宮本康太・井上明生・塔村真一郎・小林久高 (2011) 森林総合研究所「近未来の木造住宅」実験住棟における室内空気質の評価 - 内装施工過程の影響 -, 日本木材加工技術協会第29回年次大会講演要旨集, 123-124
- 原田真樹・井道裕史・加藤英雄・小林久高・軽部正彦・宇京齊一郎・長尾博文・三浦祥子・宮武 敦・平松 靖・新藤健太・渋沢龍也・大村和香子・青木謙治・杉本健一・林 知行 (2011) 森林総合研究所モデル木造住宅の柱に生じるひずみ量の経時変化, 第15回木質構造研究会技術発表会技術報告集, 93-96
- 原田真樹・井道裕史・加藤英雄・軽部正彦・宇京齊一郎・長尾博文・宮武 敦・平松 靖・新藤健太・小林久高・杉本健一・林 知行 (2012a) 森林総合研究所モデル木造住宅の性能評価 - 柱に生じるひずみと相対湿度との関係 -, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 62, H15-P-AM15
- 杉本健一・青木謙治・宇京齊一郎・小林久高 (2012) 森林総合研究所モデル木造住宅の性能評価 - 常時微動測定による建物の振動性状の追跡 -, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 62, H15-P-AM14
- 塙 藤徳, 森川 岳 (2012) 森林総合研究所モデル木造住宅の性能評価 - 面材耐力壁を採用した木造住宅の気密性能 -, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 62, G15-P-AM06
- 末吉修三・宇京齊一郎・原田真樹 (2012a) 森林総合研究所モデル木造住宅の性能評価 - 床衝撃音ならびに空気音遮断性能 -, 日本木材学会大会研究発表要旨集 (CD-ROM), 62, G15-P-AM07
- 宇京齊一郎・末吉修三・佐野泰之 (2012) 木造軸組構法住宅の振動伝搬性状に関する加振実験 - 振動レベル分布について, 日本建築学会学術講演梗概集 環境工学 I, 331-332
- 原田真樹・井道裕史・宇京齊一郎・杉本健一・小林久高・加藤英雄・三浦祥子・軽部正彦・長尾博文・林知行 (2012b) 森林総合研究所モデル木造住宅における柱表面ひずみの経時変化, 日本木材加工技術協会第30回年次大会講演要旨集, 23-24
- 恒次祐子 (2012) 森林と木材の「心地良さ」を科学する, 森林と林業 2012年10月号, 16-17
- 末吉修三・宇京齊一郎・原田真樹 (2012b) 森林総合研究所モデル木造住宅の性能評価 - 空気音および床衝撃音遮断性能 -, 森林総合研究所研究報告 11(4), 249-253

投稿規程

投稿資格

1. 投稿者は原則として当所の在職職員とする。その他、元職員、依頼研究員及び共同研究者等が、当所あるいは当所と関係のある場所において研究した成果を含む内容も投稿できる。

原稿の種類

2. 原稿の種類は論文、短報、総説及び研究資料とする。論文及び短報は原著論文であって、他の出版物に投稿または掲載されていないものに限る。短報は速報性の高いものを4頁以内にまとめる。総説は特定の課題に関する研究を広くかつ普遍的に総括・説明したものとする。研究資料は観測データ、調査資料等とする。

原稿の提出

3. 投稿者は、別に定める執筆要領に基づき作成した原稿を「研究報告原稿提出書」とともに研究情報科編集発行係に提出する。提出する原稿は正本1通、副本2通、またはPDFファイルなどの電子ファイルとする。審査が終了し掲載が認められたものについては、電子ファイルを提出すること。

原稿の提出先 〒305-8687 つくば市松の里1
独立行政法人 森林総合研究所
研究情報科 編集発行係
Tel 029-829-8135
Fax 029-873-0844
E-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

原稿の修正

4. 修正原稿が2ヶ月以内に、短報では3週間以内に再提出されない場合には受付を取り消す。なお、特別な理由により期限内に提出できない場合は、期間延長を編集委員長に文書で申し入れする。

原稿の却下

5. 再審査を終えても受理されない論文等については編集委員会により却下されることがある。

使用言語

6. 使用言語は日本語または英語とする。

著作権

7. 研究報告の著作権は森林総合研究所に帰属する。掲載論文の全体または一部を他の著作物に利用する場合、事前に編集発行係に申し出て、編集委員長の許可を得るものとする。

(2011年3月4日)

執筆要領

原稿の書式

1. 原稿はワープロで作成し、次の書式に従う。
 - 1) 和文原稿は、A 4 判白紙に、天地左右各 30mm 程度の余白を残し、原則として 10.5 ポイントの文字を使用し、40 字詰め 20 行で横書きで印字する。語や句を区切る際には、「、」「。」を使用。
 - 2) 英文原稿は、A 4 判白紙に、天地左右各 30mm 程度の余白を残し、原則として 10.5 ポイントの文字を使用し、25 行で印字する。

原稿の構成

2. 原稿の構成は次の順による。
 - 1) 和文原稿
 - (1) 表紙<表題・著者名・所属・英文表題・英文著者名・英名所属>
 - (2) 英文要旨 (Abstract)、英語キーワード
 - (3) 和文要旨、日本語キーワード (短報は不要)
 - (4) 本文
 - (5) 引用文献
 - (6) 表・図・写真及びその説明 (和文、英文または和英併記)
 - 2) 英文原稿
 - (1) 表紙<表題・著者名・所属>
 - (2) 英文要旨 (Abstract)、英語キーワード
 - (3) 本文
 - (4) 引用文献
 - (5) 和文要旨<和文表題・和文著者名・和名所属を含む>、日本語キーワード
 - (6) 表・図・写真及びその説明

表題

3. 英文表題 (サブタイトルを含む) の記載は、先頭の単語の頭だけを大文字とし、あとの単語は小文字とする。

著者名

4. 著者名の記載は英文の場合、執筆者が通常使用しているローマ字で、名 (頭文字を大文字、以後は小文字)、姓 (大文字) を記載する (例: Taro SHINRIN)。共著者のあるときは ", " で区切り、最後の共著者の前に and を入れる。

所属と連絡先

5. 著者の所属は、論文が受付されたときの所属とする。退職者については退職時の所属 (和文にのみ元をつける) とする。なお、著者の所属をその対応が容易にわかるように著者の右肩に 1)、2) の番号を付し、

脚注に森林総合研究所、領域・支所・試験地名等を記載する。また、著者のうち 1 名を連絡先 (corresponding author) とし右肩に所属の番号等が続いて * (アスタリスク) を付し、脚注に連絡先 (現在の所属、住所、E-mail アドレス (推奨)) を入れる。所属が無い場合は、個人の連絡先 (住所または E-mail アドレス等) とする。

要 旨

6. 要旨は、論文の目的、方法、結果などを和文では 600 字、英文では 300 語 (短報については和文 300 字、英文 150 語) 以内で簡潔に記述する。その際、原則として改行は避け、できるだけ略語、慣用語を用いない。また、原則として表、図、式などを本文中の番号で引用しない。

長文のものについては、和文の場合英文摘要を巻末に、英文の場合和文要旨のかわりに和文摘要を掲載することが出来る。なお、摘要は目的、方法、結果などの要点を簡潔に記述する。

キーワード

7. 原稿の内容を的確に表すキーワード (7 語以内) を記載する。キーワードの選定は検索に用いられることを考慮し (調査年等は不適)、英語と日本語を対応させ、記載の順序を揃える。英語は、固有名詞の最初の文字を除き、すべて小文字で書く。

本文／見出し

8. 本文の区分けの表題は中央に 1 行取りで書く。表題をさらに細分化するときは左詰めにしてゴシック指定にする。
見出しで必要な場合はポイントシステムを採用してもよい。
英文の見出しは、英文表題の記載と同様に最初の単語の頭だけを大文字表記とする。

英文字記号および英数字

9. 本文中、引用文献中ともに、括弧、カンマ (,), アポストロフィ ('), ピリオド (.), セミコロン (;) 等の英文記号を使う場合には、すべて半角で記述する。ローマ数字も半角アルファベットの組み合わせとして記述する。括弧の前後や記号の後には原則として半角スペースを入れる。
具体的には下記の例を参照 (■ は半角スペース)。
・・・であると考えられる ■ (堀・河合 ■ 1965a, ■ b, ■ Dropkin et al. ■ 1979)。

・・・堀ら (1965) の報告がある。
 ...ウスバシロチョウ (別名ウスバアゲハ) は、...
 引用文献
 Ahmad, Q. A. (1952) Fungi of East Bengal. Pakist. J. For., 2, 91-115.

引用文献

1 0. 本文中の引用文献の記載は下記の例に従う。
 (Ahmad 1952) (堀 1965) Ahmad (1952) 堀 (1965)
 (Ahmad 1952, 堀 1965)
 連名の場合 (Ahmad and Baker 1952) (堀・川合 1965a, b)
 中点は全角
 3名以上の場合第1著者名の後に「et al.」または「ら」を付す。
 (Dropkin et al. 1979) (Dropkin ら 1979)
 訳本の場合は原著者名 (訳本の表記に従い, 原著者のファミリーネーム) と原著発行年を引用する。
 (ブレーヌ 1989)

1 1. 引用文献の記載は下記の例に従う (半角スペースの挿入に注意)。

・雑誌を引用する場合

Ahmad, Q. A. (1952) Fungi of East Bengal. Pakist. J. For., 2, 91-115.
 Baker, C. F. (1914a) A review of some Philippine plant diseases. Philip. Agr. & For., 3, 157-164.
 Baker, C. F. (1914b) First supplement to the list of the lower fungi of the Philippine Islands. Leaflet. Philip. Bot., 7(Art113), 2417-2542.
 Dropkin, V. H. and Foudin, A. S. (1979) Report of the occurrence of Bursaphelenchus lignicolus induced pine wilt disease in Missouri. Plant Dis. Rep., 63, 904-905.
 Reunanen, M., Ekman, R. and Heinonen, M. (1989) Analysis of Finnish pine tar from the wreck of Frigate St. Nikolai. Holzforschung, 43, 33-39.

・誌名を略す場合は、日本農学進歩年報、日本自然科学雑誌総覧、World List of Scientific Periodicals などに従う。

・漢字の氏名が3字以下の場合は、姓と名の間に全角の空白を入れる。

森 章 (2001) イチイガシの種子生産における同化産物投資. 日林誌, 83, 93-100.
 堀 高夫 (1965) 路網計画のための図上地形判定について. 日林誌, 47, 168-170.
 上野洋二郎 (2000) 森林計画における森林諸機能の最適配分. 日林誌, 82, 360-363.

田島正啓・宮島 寛・宮崎安貞 (1977) ヒノキパーオキシターゼ・アイソザイムの遺伝子分析. 日林誌, 59, 173-177.

・書籍を引用する場合

三浦伊八郎・西田屹二 (1948) 木材化学. 丸善, 690 pp. (本一冊を引用する場合)

沼田 真 (1967) 植物的環境の解析と評価. 森下正明・吉良竜夫編 “自然: 生態学的研究”. 中央公論社, 163-187. (複数の著者によって書かれた編集本の特定部分を引用する場合)

川合眞一・田中早苗 (1963) “実用化学講座 17 巻有機化合物の反応 (下)”, 第2版. 日本化学会編, 丸善, 210-212. (叢書の特定部分を引用する場合)

Ishii, M. (1996b) Decline and conservation of butterflies in Japan. In Ae, S. A., Hirowatari, T., Ishii, M. and Brower L. P. (eds.) “Decline and Conservation of Butterflies in Japan III”. The Lepidopterological Society of Japan, 157-167. (欧文の単行書のタイトルはイタリックとする)

ブレーヌ ジャン (1989) (永塚鎮男訳, 2011) 人は土をどうとらえてきたか: 土壌学の歴史とペドロジスト群像, 農山漁村文化協会, 415 pp. (訳本を引用する場合は, 原著者名 (訳本の表記に従い, 姓・名の順) や原著発行年等を引用する)

・Web ページの引用は、適当な文献資料が利用できないか、または電子テキスト利用の利便性が特に高い場合に限る。引用する場合には、文献の発行年にあたる部分は、当該 Web ページの公表年 (更新年) とするが、公表年が無い場合は筆者が当該ページを確認した年次とし、URL と参照日を記載する。ただし、官公庁等の冊子体資料がそのまま PDF ファイル等の形態で公表されている場合には、冊子体の発行年、発行所、ページ数等を引用し、URL のみを併記する。一連の資料・文書が別ファイル化されている場合には、トップページのみ典拠すればよい。

環境省 (2004) “農林水産省と環境省の連携による田んぼの生きもの調査”, <http://www.env.go.jp/nature/satoyama/tanbo.html>, (参照 2008-01-24).

Finger Lakes Resource Conservation & Development Council (2007) “Forest land best management practices in the Finger Lakes Region of New York State”, <http://www.dnr.cornell.edu/ext/bmp/index.html>, (accessed 2007-11-30).

環境省 (2002) “平成 13 年度オゾン層等の監視結果に関する年次報告書”, 環境省, 122 pp, [http:// www.](http://www.)

env.go.jp/earth/report/h14-03/index.html.

1 2. 私信扱いの情報は、下記の例に従い、本文中に記載する。

(所属, 氏名, 私信)

(Name, Affiliation, personal communication)

英文校閲

1 3. 英文原稿及び和文原稿の英文摘要は原稿提出前に必ず英文校閲を受ける。

図・表・写真

1 4. 表の表題は表の上部に、図・写真の表題は図・写真の下に、注釈は表・図・写真の下に記載し、和文原稿の場合は、表題・注釈及び図表は和文、英文または和英併記とする。また、本文中では「Fig.」「Table」「Photo」を使用。

1 5. 図・表・写真は 1 点ごとに別紙とし、印刷時の図・写真の大きさは、段組幅 (82 mm) または頁幅 (170 mm) のどちらかを明示する。なお、図・表・写真の挿入箇所を本文原稿用紙の右欄外に朱書きで明示する。

1 6. 図 (本文及び表に組み込むものを含む) は、白紙に天地左右各 3 cm 程度の余白を残して記載し、書き込み文字は、ワープロ等を用いて、そのまま印刷できるようにすること。

1 7. 原則として、表には縦の罫線を用いない。大きな表はそのまま版下として用いるので、鮮明に出力されたものを提出する。

(2012 年 1 月 30 日)

森林総合研究所研究報告審査の基本方針

投稿された論文（論文、短報、総説、研究資料）は、すべて審査を受けてその採否が決定されます。論文の審査方針を次のように定めます。

1. 審査の目的

投稿された論文（論文、短報、総説、研究資料）が、審査の基準に照らして掲載可能か否かを判断するのが審査の目的です。

2. 審査の基準

- (1) 新規性：論文の内容が、公知、既発表、または既知のことから容易に導き得るものでないこと。
- (2) 有用性：論文の内容が、学術的に、または実用上なんらかの意味で価値があること。
- (3) 信頼性：論旨が通っており、結論等を信頼するに十分な根拠が示されていること。

さらに、論文はその内容が読者に十分理解できるように簡潔かつ明瞭に記述され、その内容に誤りないことが必要で投稿規程及び執筆要領に規定されたとおりに論文が構成され、記述されていなければなりません。

3. 査読者

投稿された論文の査読者2名（研究資料の場合1人）は、担当編集委員が決定し、森林総合研究所研究報告編集委員会（以下、「委員会」という）において決定されます。査読者の氏名は公表しません。著者との連絡はすべて委員会が行い、査読者は著者と直接連絡しないこととします。

4. 査読の結果

論文は、上記の各項の基準に照らして総合的に審査され、次のいずれかに判定されます。

- (1) このまま掲載可。
- (2) 指摘の点を検討のうえ、書き改めれば掲載可。
- (3) 著者が訂正したのち、もう一度査読者がみる必要あり。
- (4) 却下した方がよい（掲載するほどの内容を含まない場合及び掲載すべきでない場合）。
- (5) その他。

(1) から (4) のいずれかに判定し難い時は、(5) と判定されますが、その場合は担当編集者によって、その理由が具体的に示されます。

(2)、(3) と判定された論文の場合は、掲載条件が具体的に示されるので、指摘にそって原稿を修正することになります。(2) の判定の場合は、重要な内容の訂正を掲載条件としないことが原則です。2人の査読者がともに(1) または (2) と判定すれば、査読は終了し、掲載可となります。2人の査読者がともに(4) と判定した場合は、却下となります。

1人が(4) と判定し、担当編集者が必要と認めた場合は別の査読者によってさらに査読を行い、その査読者も(4) と判定すれば却下となります。その査読者が掲載可と判定すれば査読は終了し、掲載可となります。(5) については、その理由により委員会の討議を経て、委員長が著者及び査読者と協議して対応します。

(2005年5月14日)

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い致します。

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

2013年3月 発行 森林総合研究所研究報告 第12巻1号（通巻426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 朝日印刷株式会社 つくば支社
〒305-0046 茨城県つくば市東 2-11-5

©2013 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。

森林総合研究所研究報告

Vol.12-No.1 (No.426)



page1

森林生態系における生物多様性と炭素蓄積
:山下 聡、岡部 貴美子、佐藤 保

Biodiversity and carbon storage in forest ecosystems
by YAMASHITA Satoshi, OKABE Kimiko and SATO Tamotsu

page23

2008年岩手・宮城内陸地震後に発生した2次的な斜面崩壊の地形・地質的特徴
:村上 亘、大丸 裕武、江坂 文寿

Topographical and geological characteristics of the landslide
induced after the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake
by MURAKAMI Wataru, DAIMARU Hiromu and ESAKA Fumitoshi

page41

東北地方太平洋沖地震による大津波を受けた三陸沿岸のスギ林土壌における塩害とその後の土壌環境の変化
—降雨に伴う自然排水がもたらす除塩の効果—
:小野 賢二、平井 敬三

Effect of natural rainfall on desalination of seawater-inundated soil in forest damaged
by 2011 Heisei Sanriku Mega-tsunami following Tohoku earthquake of the eastern Pacific coast
by ONO Kenji and HIRAI Keizo

page49

東北地方太平洋沖地震による大津波の襲来を受けた東北太平洋沿岸の海岸マツ林の土壌環境
—津波浸漬7ヶ月後の現地調査から—
:小野 賢二、中村 克典、田中 永晴、古澤 仁美、平井 敬三

Soil conditions in coastal pine forests damaged by the Heisei-Sanriku Mega-tsunami
following Tohoku Earthquake along the eastern Pacific coast of Japan 2011
by ONO Kenji, NAKAMURA Katsunori, TANAKA Nagaharu, FURUSAWA Hitomi and HIRAI Keizo

page67

積雪が2008年の岩手・宮城内陸地震によってドゾウ沢源頭部で発生した深層崩壊に与えた影響
:大丸 裕武、村上 亘、小川 泰浩、川浪 亜紀子

Effect of snow cover on the deep-seated landslide occurred on the head slope of
Dozou-sawa River triggered by the 2008 Iwate-Miyagi Nairiku Earthquake
by DAIMARU Hiromu, MURAKAMI Wataru, OGAWA Yasuhiro and KAWANAMI Akiko

page75

森林総合研究所におけるモデル木造住宅(実験住宅)の概要等について
:小林 久高、末吉 修三、杉本 健一、原田 真樹、森川 岳、宇京 斉一郎

Feature of building structure and problem under construction about
FFPRI model wooden house (case study house)
by KOBAYASHI Hisataka, SUEYOSHI Shuzo, SUGIMOTO Kenichi,
HARADA Masaki, MORIKAWA Takeshi and UKYO Seitiro