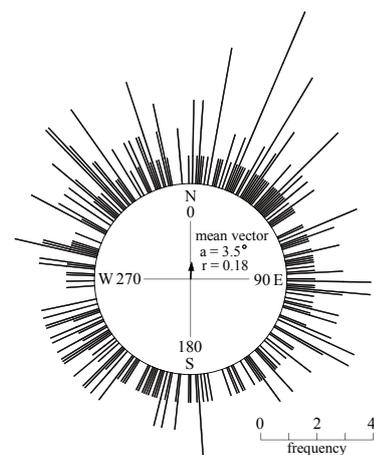
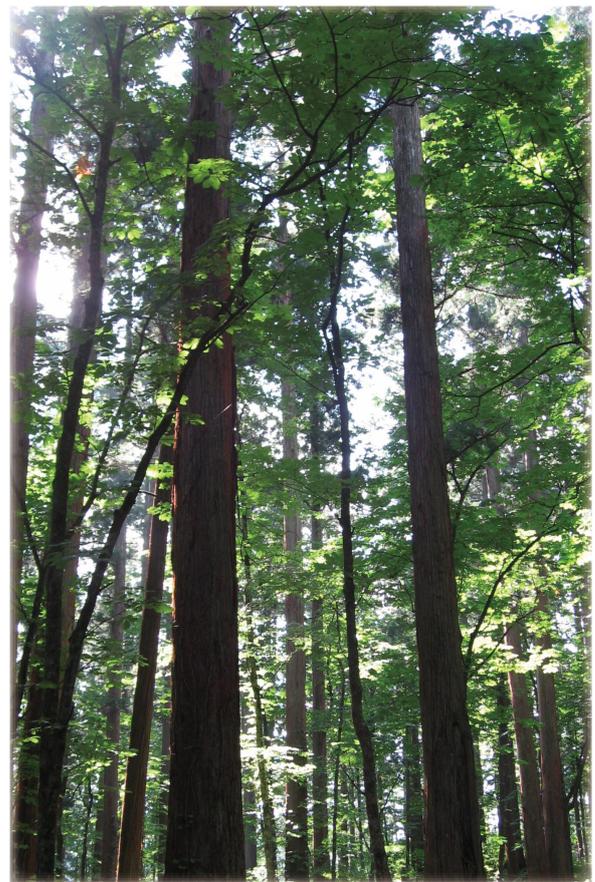


森林総合研究所研究報告

Vol.13-No.2 (No.431)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



June 2014



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

The Chief Editor

河原 孝行 KAWAHARA Takayuki (Principal Research Coordinator, FFPRI)

The Vice-Chief Editor

田淵 隆一 TABUCHI Ryuichi (Associate Research Coordinator, FFPRI)

Editor

立花 敏 TACHIBANA Satoshi (Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba)
丸山 温 MARUYAMA Yutaka (College of Bioresource Sciences, Nihon University)
小林 政広 KOBAYASHI Masahiro (Research Planning and Coordination Department, FFPRI)
酒井 武 SAKAI Takeshi (Department of Forest Vegetation, FFPRI)
玉井 幸治 TAMAI Koji (Department of Soil and Water Conservation, FFPRI)
萩野 裕章 HAGINO Hiroaki (Department of Meteorological Environment, FFPRI)
秋庭 満輝 AKIBA Mitsuteru (Department of Forest Microbiology, FFPRI)
長谷川 元洋 HASEGAWA Motohiro (Department of Forest Entomology, FFPRI)
堀野 真一 HORINO Shinichi (Department of Wildlife Biology, FFPRI)
村田 仁 MURATA Hitoshi (Department of Applied Microbiology, FFPRI)
上村 巧 UEMURA Takumi (Department of Forest Engineering, FFPRI)
石川 敦子 ISHIKAWA Atsuko (Department of Wood Improvement, FFPRI)
石崎 涼子 ISHIZAKI Ryoko (Department of Forest Policy and Economics, FFPRI)
荒木 眞岳 ARAKI Masatake (Kyushu Research Center, FFPRI)
加藤 一隆 KATO Kazutaka (Forest Tree Breeding Center, FFPRI)
森澤 猛 MORISAWA Takeshi (Research Information Division, FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

表紙写真 Photograph in Cover

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

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

(本文61ページ-77ページ)

アカゲラ *Dendrocopos major* の営巣木と巣の特徴 — 札幌市羊ヶ丘における15年間の記録 —
Nest and nest tree characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*
- A fifteen year survey in Sapporo, Hokkaido -

目次

総説

植物の多様性の観点から人工林施業を考える

—日本型「近自然施業」の可能性—

五十嵐 哲也、牧野 俊一、田中 浩、正木 隆 …………… 29

研究資料

桂試験地における土層厚の分布と土壌物理特性

大貫 靖浩、吉永 秀一郎、釣田 竜也、

荒木 誠、伊藤 江利子、志知 幸治、

松浦 陽次郎、小野 賢二、岡本 透 …………… 43

アカゲラ *Dendrocopos major* の営巣木と巣の特徴

—札幌市羊ヶ丘における15年間の記録—

松岡 茂、小高 信彦、小高 由紀子 …………… 61

CONTENTS

Review

- Alternative management system for the restoration of biodiversity in plantation forest of Japan
IGARASHI Tetsuya, MAKINO Shun'ichi,
TANAKA Hiroshi and MASAKI Takashi 29

Research record

- Distribution of soil thickness and soil physical properties in Katsura Headwater Catchment
OHNUKI Yasuhiro, YOSHINAGA Shuichiro, TSURITA Tatsuya,
ARAKI Makoto, ITO Eriko, SHICHI Koji, MATSUURA Youjiro,
ONO Kenji and OKAMOTO Toru 43
- Nest and nest tree characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*
- A fifteen year survey in Sapporo, Hokkaido -
MATSUOKA Shigeru, KOTAKA Nobuhiko and
KOTAKA Yukiko 61

総説 (Review)

植物の多様性の観点から人工林施業を考える — 日本型「近自然施業」の可能性 —

五十嵐 哲也^{1)*}、牧野 俊一²⁾、田中 浩¹⁾、正木 隆¹⁾

要旨

現在は人工林にも多様な生物の生息場所としての機能が期待されている。そこで、施業によって人工林で多様な生物、特に植物の多様性を保全する可能性について既往の文献情報に基づいて検討した。人工林の特徴として第一に、通常の伐期では天然林のような垂直構造を持つ老齢林には到達しないこと、第二に、皆伐という攪乱の強度が空間的に均質で、かつ生物由来遺物が乏しいこと、第三に単一樹種の植栽のため林床の光環境や養分条件が均質なことが挙げられる。人工林の林分構造を複雑化して天然林性の植物の種多様性を増やすために、欧米の天然林で行われている近自然林業を日本での施業に援用するとすれば、第一に、伐期を延長すること、第二に、天然林のギャップ更新を模倣して人工的にギャップを形成することや帯状伐採を行うこと、第三に、人工林の収穫時に立木の一部や枯死木を林内に残すこと、などが有効と考えられる。一方で、日本の人工林で伐期を長期化することには風害などのリスクがあり、立木の一部や枯死木を林内に残す施業には虫害の発生するリスクがあることには留意しなければならない。また単に伐期を延長するだけでは種多様性が高まらなかった事例があること、適切なギャップ面積や伐採幅の指針がないこと、人工林の立木の一部を保全してもその種構成が単純であるため効果が限定的である可能性があること、など「日本型近自然施業」の確立に向けて解決すべき課題はまだ多い。

キーワード：人工林, 近自然林業, 攪乱, 長伐期化, 異齡林, 立木保持

1. はじめに

森林生態系において植物種の多様性を維持することは、森林が提供する生態系サービスを維持する上で極めて重要である。人類は森林をはじめとする生態系から資源や、環境調節、そして文化的な面に至る様々な生態系サービスを受けとっている (Millennium Ecosystem Assessment 2005)。多くの生態系サービスに対して生物多様性の減少はマイナスの影響を及ぼすので (Balvanera et al. 2006)、森林における生物多様性の保全は人類の生活の質を維持するために不可欠である。中でも植物の種多様性は、全ての生物群の多様性を支える基盤である (Scherber et al. 2010)。植物は陸域生態系におけるほぼ唯一の生産者であり、日射のエネルギーを固定し、生態系を貫くエネルギーの流れの起点となる。森林においては植物の種多様性は日射エネルギーを固定する効率を上昇させ (Hiura 2001; Ishii and Asano 2010)、動物の利用する餌資源の種類を増やし、複雑な垂直構造によって多様なハビタットを生み出し、動物種の多様性を高める (Tews et al. 2004; 武田 1994)。

現在、世界の森林面積は減少し続けているが、その中において人工林の面積は増加している (FAO 2010)。世界における 2000 年代の森林の消失速度は年間約 1300 万 ha であり、1990 年代の年間約 1600 万 ha に比

べて鈍化してはいるが、依然として高いペースで推移している。この消失面積には年間約 400 万 ha の原生林 (FAO の定義では、「人間の目に見える形では加わっておらず、生態系が著しく乱されていない、在来樹種が植生する森林」) の消失を含んでいる (FAO 2010)。その一方で、人工林 (FAO の定義では、「主に植栽あるいは播種によって成立した樹木によって構成された森林」) の面積は 2005 年以降、年間約 500 万 ha のペースで増加しており、2010 年には全森林面積の 7% に達している (FAO 2010)。この結果、アジアでは 2000 年代には森林面積が増加に転じており (FAO 2010)、今後、陸上生態系において人工林が占める割合は次第に大きくなるとみられる (Yamaura et al. 2012)。日本においては、主に第二次世界大戦後の拡大造林によって人工林面積は大幅に増加し、現在約 1030 万ヘクタール、森林面積の 42% にまで達している (Forestry Agency 2012)。

現在、日本では原生林に分類される森林はほとんど存在せず、天然林の多くは攪乱後に天然更新によって成立した主に広葉樹からなる二次林 (人為攪乱後に成立した天然生林も含む) である。本論では二次林と原生林を合わせて単に天然林と呼称し、天然林を主なハビタットとする植物を天然林性植物と定義する。その対極にあるのは、荒廃地や耕作放棄地などを主なハビ

原稿受付：平成 25 年 9 月 10 日 原稿受理：平成 26 年 3 月 31 日

1) 森林総合研究所森林植生研究領域

2) 森林総合研究所北海道支所

* 森林総合研究所森林植生研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

タットとする種である。後者の中にも天然林に分布する種がみられるが、長期にわたって天然林内に育成し林冠を構成することのある樹種についてのみ本論では天然林性植物と定義し、その他の種は非天然林性として扱うこととした (Appendix Table 1)。

また、日本の人工林の多くは草地、あるいは天然林の皆伐後に単一の針葉樹を植栽した一斉林である。本論ではこのような針葉樹一斉林を、単に人工林と呼称する。前述の通り、日本では、戦後の拡大造林によって人工林の面積が大きく増加し、地域によっては人工林がランドスケープの大部分を優占する土地利用タイプ (マトリックス) (Lindenmayer et al. 2002; Yamaura et al. 2009) となっており、天然林の面積の減少や断片化を招いている (Yamaura et al. 2012)。天然林の面積の減少や森林の断片化はランドスケープレベルでの植物の種数の減少をもたらす (Albuquerque and Rueda 2010)、林分レベルでも天然林性植物の種数を減少させる (長池 2002; Nagaike 2012; Rodríguez-Loinaz et al. 2012)。さらに鳥類などの動物のハビタットを減らし、種多様性を減少させる (Lindenmayer et al. 2002; Yamaura et al. 2009)。このような天然林の断片化に伴う悪影響を緩和するために、これまでは残された天然林の面積の維持、増大や連結性の確保を中心とした対策が提案されてきた (長池 2002; 山浦 2007)。しかし、最近ではマトリックス (Lindenmayer et al. 2002; Yamaura et al. 2009) である人工林そのものに広葉樹のハビタットとしての機能を持たせることがランドスケープレベルでの天然林性植物の種多様性の保全に有効であることが認識されつつある (Brockerhoff et al. 2008; Lindenmayer and Franklin 2002; 山浦 2007)。

植物種の多様性だけではなく、それも含む生物多様性全体の保全に配慮した持続可能な林業として、自然攪乱体制の再現をベースに複雑な林冠構造を作りハビタットとしての多様性を高める施業方法が、北アメリカの天然林施業においては「生態系管理 (ecosystem management)」、ヨーロッパの人工林施業においては「近自然林業 (close-to-nature forestry)」として発達しつつある (Crow and Perera, 2004; O'Hara 2001; O'Hara 2002; 森 2007; 森 2010)。これらのような自然攪乱を模倣した施業のコンセプトを日本の人工林施業に適用して、いわば日本型の近自然林業というべき施業体系 (以下、近自然施業と仮称する) を構築し、人工林における天然林性植物の種多様性を高めることは、生物多様性を高める上で有用であると考えられる。

そこで本稿では、既往の文献をもとに人工林での天然林性植物の定着 (本論では、種子が発芽し実生が生存・成長して稚樹となることと定義する) を阻害する要因について整理し、人工林における天然林性植物の種多様性を増す手段として、人工林における近自然施業の可能性について生態学的観点から検討を行った。

なお、近自然林業の可能性については、ランドスケープレベルでの林分配置のコントロールや、持続可能な利用のための生産計画、実行する事業体の経営状況などの社会科学的な観点も重要だが、本論ではそこまでは踏み込まないこととする。

2. 近自然施業の対象となる人工林

植栽直後の幼齢人工林では、非天然林性の陽樹や、外来種、草本種が優占し (Moore and Allen 1999; 長池 2000; 佐倉・鈴木 1988; 佐倉・沼田 1980)、短期間に繁殖をおこなって多くの種が土壤中に埋土種子集団を形成する (酒井ら 2006)。その後、下層植生が極めて乏しい若齢期を経て、壮齢期 (40 年生前後より以降) に至ると樹高成長の停滞に伴う樹冠葉量の減少や間伐、自己間引きなどによって林床の光環境がやや好転し、非天然林性植物の埋土種子や周辺林分から散布された天然林性植物の種子に由来する下層植生が再生する場合もある (Igarashi and Kiyono 2008; 清野 1990)。

日本の人工林は戦後の拡大造林によって大幅に面積を増やしたため、現在の林齢のモードは 50 年生前後となっている。近自然施業の可能性を検討する対象は、現時点で多くの面積を占める林齢 50 年生前後の壮齢人工林の林分と考えるのが妥当であろう。壮齢人工林は通常は閉鎖した林冠を持つが、上述のとおり林床植生の回復が見られることもあり、広葉樹の更新の鍵となる天然林性の前生稚樹もある程度蓄積されている場合がある (清野 1990)。このような、前生稚樹の蓄積が見られる人工林においては、施業によって林冠の閉鎖を破ることで、天然林性植物を定着・成長させ、生育域を広げる、天然林パッチ間の連結性を高めるなど、ランドスケープレベルの生物多様性を高める効果が期待できる (Wiegand et al. 2005)。現在は長く続く林業の低迷によって人工林を管理するための費用や労働力が不足していることに加え、全国的にシカの密度が増加しているため皆伐と再造林によって人工林を今後も経済林として維持していくことが困難な状況にある (島田・野々田 2009)。経済林としてではなく、生物多様性などの公益的機能を発揮するための森林としての価値を与える手段の一つとしても、人工林を対象とした近自然施業を確立することは重要である。

3. 人工林への植物の定着を阻害する要因

3.1 種子散布制限

壮齢以降の人工林でも林床植生中に、埋土種子集団を形成しないタイプの樹木種を欠く場合、その一因として種子散布制限 (seed dispersal limitation) が考えられる。間伐や自己間引きによって人工林内の光環境が植物の定着に好適な条件に変化したとしても、種子が林内に散布されない限りは天然林性植物が定着することはない。実際、スギ人工林では、広葉樹天然林から距

離が遠くなると天然林性植物の稚樹の出現頻度も種数も減少する (Gonzales and Nakashizuka 2010)、残存する常緑広葉樹林に近い場所ほど広葉樹の稚樹数が多い (Nagashima et al. 2009) などの報告があり、天然林から遠い人工林では散布制限が生じて種数の減少や種組成の変化が生じている可能性は高い。

風散布種子の散布距離は樹高、種子の落下速度、風速に依存し、種子散布密度は、種子の生産量によって増減するが、距離とともに負の指数関数的に減少することが知られている (Tanaka and Kominami 2002)。周食型散布の種子が鳥によって運ばれる場合は、距離依存の減少が明確に見られない散布曲線を描くが、その散布密度は高くない (Masaki et al 1994, Tanaka and Kominami 2002)。種子散布距離の実測例でも、カラスザンショウ種子の鳥による散布距離は樹冠の中心から約 30 m (デルミーら 1989)、コナラ (重力散布)、アラカシ (重力散布)、キブシ (鳥・動物散布)、イヌシデ (風散布)、エゴノキ (重力散布) の母樹からの散布距離は数十メートル程度 (戸島 2004)、ブナ (重力散布) の散布距離は樹冠の縁から 5 m 程度 (前田 1988) であった。

また、重力散布後の齧歯類による二次散布の研究例としては、マテバシイ堅果の人工林への散布距離は最大 34.5 m (平田ら 2007)、コナラ堅果の伐開地への最大散布距離は 45.1 m (Takahashi et al. 2006)、クヌギとコナラの堅果の散布距離は平均 22 m (Iida 1996)、コナラ堅果をギャップ内に置いた例では平均 2 m から 3 m (Iida 2006)、トチノキの堅果の平均散布距離は 12.2 m から 44.7 m (Hoshizaki and Suzuki 1999) などの報告がある。

また、人工林内に発生した稚樹から間接的に散布距離を推定した例としては、スギ人工林内の前生稚樹は隣接広葉樹林から 20-30 m までの林縁部に多く (Yamagawa et al 2007)、スギ人工林に侵入した高木性広葉樹の数は 50 m 以上離れると急激に減少する (小山・山内 2011)、スギ人工林の下層の高木性広葉樹稚樹の組成は天然林からの距離が 10 m から 100 m の間で大きく変化している (Gonzales and Nakashizuka 2010) などの報告が見られる。ただし、稚樹の分布は人工林の林縁から内部にかけての林床の光環境の減少傾向とも相関があるため、稚樹の分布に基づく散布距離の推定値は過小評価の可能性もある (Utsugi et al. 2006)。また、埋土種子密度も、スギ・ヒノキ人工林では広葉樹林からの距離の増加とともに減少し、30 m でほとんどゼロになる (西澤ら 2009) との報告がある。

以上より、隣接天然林からの距離が 30 ~ 50 m 以上の場所では、天然林性植物の実生の定着の可能性は極めて低いと見積もられる。そのため、人工林内のギャップや伐採跡に短期間に種子散布によって天然林性植物を定着させるためには、少なくともおよそ 50 m 以

内に種子源となる広葉樹林が確保されている必要があると言える。実際、広葉樹林に隣接した壮齢人工林の下層では多様な天然林性樹種の稚樹が定着しているとの報告がある (Wulf and Heinken 2008; Igarashi and Kiyono 2008)。現在では衛星画像や GIS の発達によって、隣接する広葉樹林からの距離や、一定距離内の広葉樹面積などのランドスケープ変数に基づいて種子散布制限の緩い林分を抽出することは容易になっている (小田ら 2010)。

しかし一方で、種子が低密度ではあるがより遠い距離まで散布されている事例も報告されている。突風や暴風 (Soons and Bullock 2008)、風速の差によるベルヌーイ効果などの空気力学的な現象 (Horn et al. 2001) によって、また、大型哺乳類による被食散布 (Koike et al. 2011) などによって、その散布距離は数 km から数十 km に達する場合もある。このような長距離散布 (long-distance dispersal) は、ランドスケープレベルでの植物の個体群構造の形成に重要であるとされる (Cain et al. 2000, Marco et al. 2011) が、低頻度かつ少数のため不確実性が高いと考えられ、分子生物学の手法をはじめとする新たな種子散布距離の推定方法 (Nathan et al. 2003) でも、その貢献度の評価は依然困難である。また、このような長距離散布が特に顕著なのはマツやカンバ、カツラなどの風散布種であるが、これらの種の多くは耐陰性が低く、林内での定着が困難であり、貢献度は低いと考えられる。

以上は空間的な観点からの種子散布制限についての議論だが、時間的な観点からの種子散布制限も認められる。それに影響する主要な因子として、森林の前歴がある。人工林成立以前の林分の状況は、埋土種子や前生稚樹の量と組成を左右する。たとえば九州のスギ人工林 (30 ~ 67 年生) では、前歴が牧草地の林分では前歴が薪炭林の林分に比べて下層植生に天然林性植物が少なく、間伐を行ってもその状況に改善はみられなかった (Ito et al. 2004)。このように森林の前歴が時間的な種子散布制限をもたらす場合がある。また、林冠の閉鎖が長く続いた若齢林や間伐遅れ人工林では林床全体が均一に暗くなるため、下層植生が極めて乏しく、稚樹が見られない場合も少なくない (深田ら 2006; 清野 1990)。これは人工林の光環境が発芽・定着制限をもたらしている、と位置づけることができる。

3.2 人工林の攪乱体制

人工林では、一般に単一樹種による植林のため、樹冠の均質性が強く、複数樹種からなる天然林に比べて林床の光環境や養分条件が均質になる (Ishii et al. 2004; Kelly 2006; Piotta 2008)。こういった静的な面だけではなく、動的な面でも人工林は天然林と大きく異った性質を与えられている。すなわち、天然林と比べて人工林では施業による攪乱頻度が高く、回転時間が短いた

め、林分構造が十分に発達する時間がないと考えられる。標準伐期で施業をおこなうと、同一地点で30～60年間隔で皆伐という大規模な攪乱とその後の再生が繰り返されることになる。これに対して、日本の天然林の平均的な回転時間は100年以上である(西村・真鍋 2006; Tanaka and Nakashizuka 1997)。また、北海道北部の亜寒帯針葉樹天然林では、回転時間はさらに長い200年と推定されている(米・笹 1996)。京都府芦生のスギ天然林の例を見ても、スギ個体の自然攪乱による死亡率(0.08%)はブナやミズナラなどの落葉広葉樹の死亡率(0.3%)に比べて著しく低く(山中ら 1997)、温帯での天然スギ個体群の回転時間は広葉樹よりもさらに長いと考えられる。このように天然林と比べて攪乱頻度が高く、回転時間が短いことにより、人工林はより未熟で単純な林分構造に留まることになる。また、さまざまな自然攪乱には一般的に面積と頻度が負の相関を示すパターンが認められる(Spies and Turner 1999)が、人工林における皆伐は比較的大面積かつ高頻度であり、この法則性からやや逸脱する(伊藤 2011)。

このような攪乱体制の自然変動幅からの逸脱は、生態系に以下に示すような変質をもたらす。大面積皆伐は、大規模風倒や山火事などの大規模かつ稀な自然攪乱に匹敵する強度の攪乱であり、しかもこれらの自然攪乱よりも生物由来遺物(biological legacy)が乏しくなる傾向がある。生物由来遺物とは、攪乱後に林内に残った種子や地下茎、稚樹などの生物や、倒木や枯死木などの生物由来の構造、そして土壌成分の水平分布や下層植生の分布などの生物由来のパターンなどを総称するもの(Franklin 1990; Mitchell et al. 2002)で、その量や組成の多様性は攪乱後の更新の多様性を生む(Turner et al. 1998)。さらに人工林には天然林と比べて粗大木質リター(Coarse Woody Debris)や根返りに起因する地表の起伏であるピットやマウンドが少ないために林

床の水分条件や養分条件が均質になり、下層植生の単純さを生み出している(Ramovs and Roberts 2003)。また、自然攪乱では場所によって攪乱強度にばらつきがあり、様々な強度の攪乱跡が攪乱モザイク構造を作る(Turner et al. 1998)のに対して、皆伐では攪乱強度は林分全体ではほぼ一定であり、残された生物由来遺物は均一で単純な構造となる(Turner et al. 1998)。このような生物由来遺物の均質性は皆伐から数十年を経ても残存することが知られており(森 2010; Ramovs and Roberts 2003)、皆伐後に造成された現在の日本の人工林の多くを占める壮齢人工林にも、依然としてその影響が残存していると考えられる。このように人工林では、単一樹種の植栽に加えて、天然林に比較して短い回転時間や、生物由来遺物(biological legacy)の不足、攪乱モザイクの欠如などの要因が複合して林分構造が均質化され、多様な天然林性植物の定着が妨げられていると考えられる(Table 1)。

4. 人工林への近自然施業の適用

前節で概観したように、人工林では種子の散布や新規加入が制限されるとともに、天然林とは異なる攪乱体制によって林分構造が単純化され、それが人工林への天然林性植物の定着を妨げる主要な要因の一つと考えられる。そこで、人工林に天然林性植物を定着させるためには、人工林の構造を天然林に近づけて、天然林性植物が定着できる林内環境を作る必要がある(Table 2)。そのためには、人工林の攪乱体制を自然攪乱に近づけることが有効と考えられる。人工林においては、間伐、主伐、植栽、下刈り、除伐などの人為活動が自然攪乱に代わって人工林の動態・構造を決定している(田中 2003)ので、これらの作業のやり方や組み合わせを工夫することが現実的な手段となる。

人工林は、天然林に比べて単純であるとは言え、森林としての立体構造をある程度は備えており、森林を

Table 1. 人工林と天然林の相違点

	林冠構成種	林分構造	生物由来遺物	回転時間
壮齢人工林	単一種	均質 間伐にともなう単木サイズのギャップが主体	少ない 種構成が単純	標準伐期の場合 30-60 年
成熟した天然林	多種	不均質 多様なサイズのギャップからなる攪乱モザイク	豊富 種構成が多様	100 年以上

ハビタットする生物の生息場所としての価値は農耕地や草地に比べれば高い (Brockerhoff et al 2008)。そのため、すでに成立している人工林の立体構造を利用しつつ、自然攪乱を模倣した施業を行うことで、より天然林に近い複雑な立体構造を持つ林分に導き、人工林の林内環境を天然林に近づけることが可能であると考えられる。現在までに、混植 (Brockerhoff et al. 2008; Hartley 2002; 長池 2000)、長伐期化 (Brockerhoff et al. 2008; Hartley 2002; 長池 2000; Nagaike 2012)、強度間伐や択伐 (Brockerhoff et al. 2008; Hartley 2002; Nagaike 2012) による異齡林化、立木保持施業 (variable tree retention) (Hartley 2002; 長池 2000; Nagaike 2012) などが提案されている。ここでは、すでに成立している壮齡人工林に適用可能な方法として、長伐期施業、異齡林施業、および立木保持施業について検討する。

4.1 長伐期施業

伐期を延長することで、立木のサイズが増して林分構造と林内環境が複雑化し、ハビタットの複雑化によって定着する広葉樹の種数も増えて天然林に近い種組成と構造を持つ林分となると考えられる。日本のスギ人工林の例では 20 年生から 40 年生、88 年生と林齢が増すにつれて葉群配置が複雑になり、林床の直達光が増加していたとする報告が見られる (Mizunaga and Fujii 2013)。ニュージーランドでは、外来樹種であるラジアータマツ人工林でも 6 年生から 67 年生まで林齢が増すにつれて在来の天然林性の低木種が増加しており (Ogden et al. 1997)、30 年生以降の林分は自生種のハビタットとなり得ると報告されている。

また、日本の例では、北海道のトドマツ人工林の 65 年生林分の下層植生では天然林性の草本植物の種数が天然林よりも多くなっていたという例も報告されている (八坂 1998)。また、九州のスギ人工林では 40 年生の林分では下層の木本種数は天然林より少ないが、60

年以上を経た林分では天然林と同等の種数となっていた (Ito et al 2003)。カラマツ人工林でも 15 年生林分や 40 年生林分よりも 60 年生林分で木本種や動物散布種が増えていた (Nagaike et al. 2003)。このような先行研究から推測して、人工林に 60 年以上の長い伐期を設定することで、人工林の下層に天然林性植物を定着させることは可能であると考えられる。

しかし、人工林の下層に定着した天然林性木本種が成長して中層を構成するに至るまでの時間には不明な点が多い。たとえば、冷温帯のカラマツ人工林の樹高 2メートル以上の中層の樹木の種組成は林齢が 70 年を越えても天然林との類似度を増さない (Nagaike et al. 2010) との報告がある。暖温帯上部の林齢 200 年のヒノキ人工林ではようやく中層以下に広葉樹の著しい侵入が見られた事例からも (鈴木ら 2005)、中層に多様な樹木が進入するには、長伐期施業で想定している林齢よりも長い時間がかかる可能性がある。

長伐期化に伴って気象害や病害のリスクが増大することにも注意が必要である。九州南部では 40 年以下の間隔で大規模風倒をもたらす秒速 50m 以上の強風が発生する (齊藤・小南 2004)。また、長伐期化によって、根株腐朽病、あるいは根株心腐病と呼ばれる木材腐朽菌による心材腐朽の罹病率が上昇する可能性がある (Ohsawa et al. 1996)。また、この病害は緩傾斜地などの滞水しやすい地形で激害が発生することが知られており (Ohsawa et al. 1996)、長伐期施業の導入に当たっては、このような地形要因についても配慮する必要がある。

なお、最近日本では、ドイツで行われている将来木施業が日本の実状にあわせて改良されて普及しつつある (全国森林組合連合会 2012)。日本での将来木施業は長伐期施業の一種であり、少数の将来木をあらかじめ選定し、将来木の成長を阻害する木のみを間伐し、それ以外は無間伐で放置するため、将来木とそれ以外

Table 2. 天然林性植物の多様性を増す可能性のある施業技術とその問題点

	長伐期化	異齡林	立木保持
期待される効果	垂直構造の複雑化 長距離散布による前生稚樹の蓄積	水平構造、 齡構造の複雑化	生物由来遺物の増加
問題点	風害リスクの増加	適切な伐採面積が不明	単純な組成 虫害リスクの増加

の木の優劣は大きくなり、不均一な林分構造をもたらす(藤森 2013)。そのため、天然林性植物の定着を促す可能性もあるが、導入から間もないこともあり、現時点ではその観点からの検証例はみられない。

4.2 異齡林施業

欧米の天然林施業では、林分全体に均一に皆伐や間伐を行う代わりに、より小面積の群状の伐採を行って人工的にギャップを形成することで、林分構造と林内環境を複雑化し、多様な樹種の定着を促進する施業が、異齡林施業(uneven-aged forest management)として19世紀末から行われている(Hansen et al. 1991)。1990年代頃からは自然撓乱を模倣し、生物多様性を高めるといった観点からこのような施業がより積極的に行われるようになってきている(O'Hara 2002)。ここでは、異齡林施業のコンセプトを人工林に適用することで人工林内への天然林性植物の定着を促す可能性について検討する。

ギャップ内に定着する種の組成には、ギャップの大きさが影響する。ドイツのヨーロッパナ天然林では、ギャップサイズが大きいほど(116~1410 m²)、下層植生の組成に極相種ではなくジェネラリストが多く含まれるようになる(Naaf and Wulf 2007)。天然林と同様に人工林においても、ギャップサイズによって種数や種組成の変化パターンに違いがあると考えられる。したがって、異齡林施業のコンセプトを人工林に適用するに当たっては、ギャップサイズの設定が重要になる。

人工林に形成したギャップ内に天然林性植物を定着させるには、天然林のギャップサイズを模倣するのが適切であると考えられる。日本の天然林における一般的な自然撓乱は風倒であることから(中静・山本 1989)、人工林にギャップを作るとすれば、風倒によって生じるギャップのサイズを目安にするのが適当であると考えられる。日本の天然林における風倒ギャップの面積は暖温帯広葉樹林では30~90 m²程度(西村・真鍋 2006)、冷温帯広葉樹林では50 m²~200 m²程度(Abe et al. 1995; Tanaka et al. 1998)である。

異齡林施業を人工林に応用した例はまだ少ないが、中国の暖温帯の *Pinus tabulaeformis* 人工林(約45年生)では、26-150 m²の人工ギャップで極相種を含む天然林性の樹木が定着し、その効果はギャップ形成から20年を経ても残存していた(Wang and Liu 2011)。また、日本の冷温帯のスギ人工林(22~49年生)の林床では、50 m²以上の林冠ギャップでは天然林性の高木種が定着していた(小谷・高田 1999)。これらの事例から、適切な面積のギャップを作ることによって人工林内に天然林性植物を定着させることは可能と推定されるが、気候帯や植栽樹種、林齢による効果の違いや過去の履歴、周辺の天然林との距離など景観的な要因の影響などはまだ明らかではなく、今後の検証が必要である。

通常の人工林施業で行われる単木単位の間伐も、林冠に隙間を生じさせる点で人工的なギャップを作る行為といえる。間伐は下層の木本種の成長を促して林分構造を複雑化することが知られており(Davis and Puettmann 2009)、一般に間伐強度が高いほどその効果は高く、長く持続する。現在では間伐の効果が持続する過程をモデルによって予測する試みもなされている(Mizunaga 2000)。ただし、単木単位の間伐では林冠の閉鎖は速い。例えば75年生ヒノキ林において本数間伐率50%もの強度間伐を行ってから14年経過した林分では、低木層の木本種数は増加していたが、個体密度は林冠の閉鎖のためにすでに減少しはじめていた(城田ら 2012)。また、23年生スギ人工林で本数間伐率70%の強度間伐を行った例でも、林床における開空度は低木層の発達に伴って数年で低下し、一度の強度間伐だけでは、発芽はしたものの定着まで至る天然林性の木本種稚樹の個体数はわずかであった(野宮ら 2010)。従って単木単位の間伐では壮齡期までの人工林に定着した植物の成長を促すには長期に渡って間伐を繰り返す必要がある(島田・野々田 2010)と考えられる。また、通常の単木単位の間伐では間伐強度は林分全体で均一に行われるため、構造の複雑化には限界がある。

帯状の伐採もギャップの模倣といえる。これらは、1列~3列の伐採幅の列状間伐から樹高幅程度の帯状皆伐までさまざまな伐採幅で行われるが、ギャップサイズと同様に伐採幅によって下層植生の種組成が変化する。約65年生時に幅13-14mの帯状伐採を行って通常の植栽を行った九州のスギ・ヒノキ人工林において、25~28年を経過した帯状伐採区は通常の皆伐から20年経過した林分と比較して、出現種に占める天然林性植物の割合が高かった(Ito et al. 2006)。また、やはり九州の21年生ヒノキ人工林では、10m幅の帯状伐採から15ヶ月後には木本種の種数の増加が見られたが、この例では伐採からの経過時間が短いためか、出現種は埋土種子由来の非天然林性の種にほぼ限られ、天然林性の木本種は見られなかった(作田ら 2009)。北海道で幅3.6m(1伐4残)~7.2m(3伐2残)の列状間伐から8~11年経過した39年生林分トドマツ人工林の例でも天然林性の高木種が数多く更新している(今ら 2007)。ただし、兵庫県の40年生スギ人工林に18m幅の伐採を行ってから15年経過した例では、帯状伐採後に出現した木本植物は非天然林性の種に限られていた(谷口 2006)。この原因としては、伐採幅が広すぎた可能性と、種子源となる天然林が近傍に存在しなかった可能性が考えられる。兵庫県は80%を越える極めて高い人工林率を持つ地域であり、後者の可能性は高い。以上のように、伐採によって林冠を疎開させることは、天然林性植物の種多様性を高める上である程度は有効といえるが、その効果は方法や事例によって様々

である。その理由は、ギャップの面積だけではなく地形や斜面方位、周辺の林分の樹高や組成などの影響も大きいと考えられる。現状ではこのような複雑な条件を加味して適切なギャップ面積や伐採幅についての指針を提示できる段階には至っていない。

4.3 立木保持施業

立木保持施業は天然林施業において、伐採後の林分に一部の生立木や枯死木を残す施業 (variable tree retention) 方法であり、その主な目的は、残した立木や枯死木が生物種の避難場所として働くこと、林分構造を複雑化すること、ランドスケープレベルでの林分間の連結性を増すことなどである (Franklin et al. 1997; 森 2007)。立木を残存することで皆伐によってハビタットを失う種の個体数の減少や個体群そのものの消失を防ぐことができるが、とくに鳥類や菌類の種多様性維持に顕著な効果がある (Rosenvald and Lohmus 2008)。

残存させる立木の割合はさまざまであるが 10% と 20% の間に閾値があり、それより低いレベルでは生物多様性維持の効果は皆伐と変わらないため (Craig and Macdonald 2009)、例えばアメリカで 1994 年に制定された The Northwest Forest Plan では、少なくとも 15% 以上の立木を残存するように規定されている (USDA and BLM 1994)。人工林においても立木保持施業を収穫の一方法として取り入れ、大径の立木、立ち枯れ木、倒木などを林内に残すことで林分構造の複雑さと生物由来遺物の多様性を増し、ハビタットの多様性を向上させることが可能であると思われる (Hartley 2002)。

しかし、立木保持施業を人工林に適用した場合は、残存木や枯死木の種構成が単純であるため、昆虫や菌類などのような宿主特異性を持つ生物群のハビタットとしての機能は充分でない可能性もある (Yamashita et al. 2010)。さらに、立ち枯れ木や倒木から虫害が広がる可能性もあるため (小野里ら 2009)、立木保持施業の適用に当たっては虫害のリスクについての情報の蓄積が必要と思われる。

5. 日本型近自然施業の可能性

以上、海外の近自然林業のコンセプトに基づいて自然攪乱を模倣し、人工林の林分構造を複雑化することに焦点を当てた施業法として、長伐期施業、異齡林施業、そして立木保持施業についてそれぞれの特徴と予想される問題点について述べてきた。これら 3 つの手段は、互いに排他的ではなく、必要に応じて組み合わせることもできる。たとえば、伐期を長期化しつつ、主伐までに天然林のギャップ面積を模倣した孔状伐採をおこなって部分的な更新をおこない (異齡林化)、その過程で自然枯死木が生じても支障木として伐採せずに残す (立木保持)、といった複合的な施業がありうる。

ただし、これらの手法をどのように組み合わせれば実効ある施業となるかは、対象とする人工林の状況によって変化する。たとえば、樹高成長のまだ旺盛な 30 ~ 40 年生程度の人工林は、通常の間伐をおこなっても林冠の再閉鎖が早いと予想されるため、将来の木材生産への支障が生じない範囲での強度間伐や帯状伐採が有効かもしれない。また、間伐が遅れ気味で枝下高が高くなり形状比の値も大きい林分であれば、主伐時の収穫対象となりうる木を慎重に選び、弱度の間伐を繰り返しつつ自然枯死木を保持する施業が現実的かもしれない。一方で、この 3 通りの手法をどのように駆使しても、周辺に種子源がなく、種子散布制限のために、天然林性植物の侵入・定着に対して目立った効果がみられない場合もありうるだろう。このような場合、コストの制限がなければ人工ギャップに天然林性の木本種の苗を植栽するのがもっとも確実であるが、ほとんどの施業地でこれは現実的ではないかもしれない。長伐期化によって、長距離散布による前生稚樹群の蓄積が進むかどうかモニタリングをおこないつつ、施業法を判断するのが妥当と考える。もちろん、ササによる更新阻害やシカによる食害などのために天然更新が難しいケースでは、なおのことモニタリングが欠かせない。

以上のように、人工林で天然林性植物の種多様性を高める場合にはさまざまなケースが想定され、施業方法の選択肢も多岐にわたる。現状の最大の問題は、これらの施業を実際に人工林に適用した例がまだ少ないことにある (例えば Ito et al. 2006)。現段階では、適切な施業方法を選択するための材料やデータが不足している。たとえば立地や、気候、植栽樹種や林齢、林分のランドスケープレベルでの配置などの様々な条件が施業後の天然林性植物の定着の可否を左右するし、元々の植栽木に対する病虫害、気象害などのリスクにも不明な点がある。実証試験が不十分なまま安易に施業を行えば長期にわたって育ててきた人工林の経済的価値を無に帰する危険性も否定出来ない。人工林で天然林性植物の種多様性、ひいては生物多様性を保全するための日本型近自然施業の有効性およびリスクの検証と技術体系の確立は、喫緊の課題であると考えられる。

引用文献

- Abe S., Masaki T., Nakashizuka T. (1995) Factors influencing sapling composition in canopy gaps of a temperate deciduous forest. *Plant Ecology*, 120, 21-31.
- Albuquerque F. S., Rueda M (2010) Forest loss and fragmentation effects on woody plant species richness in Great Britain. *For Ecol Manage*, 260, 472-479.
- Balvanera P., Pfisterer A. B., Buchmann N., He J., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B. (2006)

- Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters*, 9, 1146-1156.
- Brockerhoff E. G., Jactel H, Parrotta J, Quine C. P., Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity?. *Biodivers Conserv*, 17, 925-951.
- Cain M. L., Milligan B. G., Strand A. E. (2000) Long-Distance Seed Dispersal in Plant Populations. *Am J Bot*, 87, 1217-1227.
- Craig A., Macdonald S. E. (2009) Threshold effects of variable retention harvesting on understory plant communities in the boreal mixed wood forest. *For Ecol Manage*, 258, 2619-2627.
- Crow, T. R., Perera, A. H. (2004) Emulating natural landscape disturbance in forest management – an introduction. *Landscape Ecology*, 19, 231-233.
- Davis L. R. and Puettmann K. J. (2009) Initial Response of Understory Vegetation to Three Alternative Thinning Treatments. *J Sustain Forest*, 28, 904-934.
- デルミー・アハマッド・須崎民雄・矢幡久・玉泉幸一郎 (1989) カラスザンショウの種子の散布距離と埋土種子量との関係. *日林論*, 100, 323-324.
- FAO (2010) “*Global forest resources assessment 2010 key findings*”. Forestry Department Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Forestry Agency (2012). Status of forest resources. Forestry Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Tokyo
http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/pdf/soukatsu_zenkoku_h24.pdf. (in Japanese)
- Franklin J. F. (1990) Biological Legacies: A Critical Management Concept from Mount St. Helens. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 25, 216-219.
- Franklin J. F., Berg D. R., Thornburgh D. A. and Tappeiner J. C. (1997) Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: Kohm K. A., Franklin J. F. (Eds.) “*Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*”. Island Press, 111–139.
- 深田英久・渡辺直史・梶原規弘・塚本次郎 (2006) 土壌保全からみたヒノキ人工林の下層植生の動態と植生管理への応用. *日林誌*, 88, 231-239.
- 藤森隆郎 (編) (2013) 将来木施業と径級管理—その方法と効果. 全国林業改良普及協会.
- Gonzales R. S. and Nakashizuka T (2010) Broad-leaf species composition in *Cryptomeria japonica* plantations with respect to distance from natural forest. *For Ecol Manage*, 259, 2133-2140.
- Hansen A. J., Spies T. A., Swanson F. J. and Ohmann J. L. (1991) Conserving Biodiversity in Managed Forests. *BioScience*, 41, 382-392.
- Hartley M. J. (2002) Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For Ecol Manage*, 155, 81-95.
- 平田令子・高松希望・中村麻美・渕上未来・畑 邦彦・曾根晃一 (2007) アカネズミによるスギ人工林へのマテバシイの堅果の二次散布. *日林誌*, 89, 113-120.
- Hiura T. (2001) Stochasticity of species assemblage of canopy trees and understorey plants in a temperate secondary forest created by major disturbances. *Ecol Res*, 16, 887-893.
- Horn H., Nathan R. and Kaplan S. R. (2001) Long - distance dispersal of tree seeds by wind. *Ecol Res*, 16, 877-885.
- Hoshizaki K. and Suzuki W. (1999) Evaluation of Secondary Dispersal in a Large-Seeded Tree *Aesculus turbinata* : A Test of Directed Dispersal. *Plant Ecology*, 144, 167-176.
- Igarashi T. and Kiyono Y. (2008) The potential of hinoki (*Chamaecyparis obtusa* [Sieb et Zucc] Endlicher) plantation forests for the restoration of the original plant community in Japan. *For Ecol Manage*, 255, 183-192.
- Iida S. (1996) Quantitative analysis of acorn transportation by rodents using magnetic locator. *Vegetatio*, 124, 39–43.
- Iida S. (2006) Dispersal patterns of *Quercus serrata* acorns by wood mice in and around canopy gaps in a temperate forest. *For Ecol Manage*, 227, 71-78.
- Ishii H. and Asano S. (2010) The role of crown architecture, leaf phenology and photosynthetic activity in promoting complementary use of light among coexisting species in temperate forests. *Ecol Res*, 25, 715-722.
- Ishii H. T., Tanabe S. and Hiura T. (2004) Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *Forest Sci*, 50, 342-355.
- 伊藤 哲 (2011) 森林の成立と攪乱体制. 日本生態学会編, “森林生態学”. 共立出版株式会社, 38-54.
- Ito S., Ishigami S., Mizoue N. and Buckley G. P. (2006) Maintaining plant species composition and diversity of understory vegetation under strip-clearcutting forestry in conifer plantations in Kyushu, southern Japan. *For Ecol Manage*, 231, 234-241.
- Ito S., Nakagawa K., Buckley G. P. and Nogaqmi K. (2003) Species richness in Sugi (*Cryptomeria japonica* D Don) plantations in southeastern Kyushu, Japan: the

- effects of stand type and age on understorey trees and shrubs. *J. For. Res.*, 8, 49-57.
- Ito S., Nakayama R. and Buckley G. P. (2004) Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *For Ecol and Manage*, 196, 213-225.
- Kelty M. J. (2006) The role of species mixtures in plantation forestry. *For Ecol Manage*, 233, 195-204.
- 小谷二郎・高田兼太 (1999) スギ人工林の林床での広葉樹の侵入および優占様式. 石川県林試研報, 30, 1-10.
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. 森林総研研報, 359, 1-122.
- Koike S., Masaki T., Nemoto Y., Kozakai C., Yamazaki K., Kasai S., Nakajima A. and Kaji K. (2011) Estimate of the seed shadow created by the Asiatic black bear *Ursus thibetanus* and its characteristics as a seed disperser in Japanese cool-temperate forest. *Oikos*, 120, 280-290.
- 今 博計・渡辺一郎・八坂通泰 (2007) トドマツ人工林における間伐が広葉樹の天然下種更新に及ぼす影響. 日林誌, 89, 395-400.
- 小山泰弘・山内仁人 (2011) 針広混交林造成に向けた更新技術の開発. 長野県林業総合センター研究報告, 25, 29-44.
- Lindenmayer D. B., Cunningham R. B., Donnelly C. F., Nix H and Lindenmayer B. D. (2002) Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecol. Monogr.*, 72, 1-18.
- Lindenmayer B. L. and Franklin J. F. (2002) *Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach*, Island Press.
- 前田禎三 (1988) ブナの更新特性と天然更新技術に関する研究. 宇都宮大学農学部学術報告特輯, 46, 1-79.
- Marco D., Montemurro M. and Cannas S. (2011) Comparing short and long-distance dispersal: modelling and field case studies. *Ecography*, 34, 671-682.
- Masaki T., Kominami Y. and Nakashizuka T. (1994) Spatial and seasonal patterns of seed dissemination of *Cornus controversa* in a temperate forest. *Ecology*, 75, 1903-1910.
- Mitchell R. J., Franklin J. F., Palik B. J., Kirkman L. K., Smith L. L., Engstrom R. T. and Hunter Jr M. L. (2002) *Natural Disturbance-Based Silviculture for Restoration and Maintenance of Biological Diversity*. National Commission on Science for Sustainable Forestry, Washington, D. C.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis* Washington D. C., Island Press.
- Mizunaga H. (2000) Prediction of PPFD variance at forest floor in a thinned Japanese cypress plantation. *For Ecol Manage*, 126, 309-319
- Mizunaga H. and Fujii K. (2013) Is Foliage Within Crowns of *Cryptomeria japonica* More Heterogeneous and Clumpy With Age? *J Sustain Forest*, 32, 266-285
- Moore S. E. and Allen E. L. (1999) *Plantation forestry*. In: Hunter, M. L. Jr (ed) "*Maintaining biodiversity in forest ecosystems*". Cambridge University Press, 400-433.
- 森 章 (2007) 生態系を重視した森林管理—カナダ・ブリティッシュコロンビア州における自然攪乱研究の果たす役割—. 保全生態学研究, 12, 45-59.
- 森 章 (2010) 攪乱生態学が繙く森林生態系の非平衡性. 日本生態学会誌, 60, 19-39.
- Naaf T. and Wulf M. (2007) Effects of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gaps. *For Ecol Manage*, 244, 141-149.
- 長池卓男 (2000) 人工林生態系における植物種多様性. 日林誌, 82, 407-416.
- 長池卓男 (2002) 森林管理が植物種多様性に及ぼす影響. 日本生態学会誌, 52, 35-54.
- Nagaike T., Hayashi A., Abe M. and Arai N. (2003) Differences in plant species diversity in *Larix kaempferi* plantations of different ages in central Japan. *For Ecol Manage*, 183, 177-193.
- Nagaike T., Hayashi A. and Kubo M. (2010) Diversity of naturally regenerating tree species in the overstorey layer of *Larix kaempferi* plantations and abandoned broadleaf coppice stands in central Japan. *Forestry*, 83, 285-291.
- Nagaike T. (2012) Review of plant species diversity in managed forests in Japan. *International Scholarly Research Network ISRN Forestry*, 2012 (629523), 1-7.
- Nagashima K., Yoshida S. and Hosaka T. (2009) Patterns and factors in early-stage vegetation recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators for evaluating vegetation status. *J. For. Res.*, 14, 135-146.
- 中静 透・山本進一 (1989) 自然攪乱と森林群集の安定性. 日本生態学会誌, 37, 19-30.
- 西村尚之・真鍋 徹 (2006) 森林動態パラメータから森の動きを捉える. 種生物学会編, "森林の生態学—長期大規模研究からみえるもの—". 文一総合出版, 182-201.
- 西澤敦彦・戸田浩人・石川信吾・生原喜久雄 (2009) 多摩地域の針葉樹人工林内における広葉樹埋土種子

- ～広葉樹林からの距離による埋土種子への影響～
東京都農林総合研究センター年報, 2008, 2-3.
- Nathan R., Perry G., Cronin J. T., Strand A. E. and Cain M. L. (2003) Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos*, 103, 261-273.
- 小田三保・三樹陽一郎・平田泰雅 (2010) 広葉樹林化に適した森林を GIS で抽出する. *森林科学*, 59, 9-12.
- 野宮治人・和田誠二・寺田雄一郎 (2010) スギ人工林における強度間伐後の開空度と林床植生の変化. *九州森林研究*, 63, 75-77.
- O'Hara K. L. (2001) The silviculture of transformation - a commentary. *For Ecol Manage*, 151, 81-86.
- O'Hara K. L. (2002) The historical development of uneven-aged silviculture in North America. *Forestry*, 75(4), 339-346.
- Ogden J., Braggins J., Stretton K. and Anderson S. (1997) Plant species richness under *Pinus radiata* stands on the central North Island volcanic plateau, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 21, 17-29.
- Ohsawa M., Kuroda Y., Tsuneda M. and Katsuya K. (1996) Stem-rot damage and the progress of causal fungi in old-aged Japanese larch trees at the foot of Mt. Fuji. *J. For. Res.* 1: 107-110
- 小野里光・浅野浩之・金沢好一 (2009) ヒノキ巻枯らし間伐林における森林害虫の発生. *群馬林試研報*, 14, 10-19
- Piotto D. (2008) A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *For Ecol Manage*, 255, 781-786.
- Ramovs B. V. and Rovers M. R. (2003) Understorey vegetation and environment responses to tillage, forest harvesting, and conifer plantation development. *Ecol. Appl.*, 13, 1682-1700.
- Rodríguez-Loinaz G., Amezcaga I. and Onaindia M. (2012) Does forest fragmentation affect the same way all growth-forms?. *J. Environ. Manage.*, 94, 125-131.
- Rosenvald R. and Lohmus A. (2008) For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For Ecol Manage*, 255, 1-15.
- 齊藤 哲・小南陽亮 (2004) 西南日本における強風の再現周期の広域的特徴. *日林誌*, 86, 105-111.
- 酒井 敦・酒井 武・倉本恵生・佐藤重穂 (2006) 四国の中標高域における天然林とこれに隣接する針葉樹人工林の埋土種子組成. *森林立地*, 48, 85-90.
- 作田耕太郎・谷口 奨・井上昭夫・溝上展也 (2009) ヒノキ人工林における帯状伐採が林床の微気象と樹木種の多様性に与える影響. *日林誌*, 91, 86-93.
- 佐倉詔夫・沼田 真 (1980) スギ幼齢造林地の群落とその遷移 (I) 伐採後 5 年間の下刈区と放置区の経過. *日林誌*, 62, 371-380.
- 佐倉詔夫・鈴木 保 (1988) 14 年生スギ人工林における木本群落の構造. *日林関東支論*, 40, 41-44.
- Scherber C., Eisenhauer N., Weisser W. W. and Schmid B. (2010) Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468, 553-556.
- 島田博匡・野々田稔郎 (2009) 針葉樹人工林における強度間伐後の広葉樹侵入に及ぼすシカ採食の影響. *日林誌*, 91, 46-50.
- 島田博匡・野々田稔郎 (2010) 暖温帯域における広葉樹林化の可能性. *森林科学*, 59, 13-16
- 城田徹央・伊藤有季・丸山一樹・岡野哲郎 (2012) 強度間伐に対する壮齢ヒノキ人工林の林分構造の中期的応答. *信州大学農学部 AFC 報告*, 10, 17-26.
- Soons M. and Bullock J. M. (2008) Non-random seed abscission, long-distance wind dispersal and plant migration rates. *J. Ecol.*, 96, 581-590.
- Spies T. and Turner M. (1999) Dynamic Forest Mosaics. In: Hunter, M. L. Jr (ed) "*Maintaining biodiversity in forest ecosystems*". Cambridge University Press, 95-160.
- 鈴木和次郎・須崎智広・奥村忠充・池田 伸 (2005) 高齢級化に伴うヒノキ人工林の発達様式. *日林誌*, 87, 27-35.
- Takahashi K., Sato K. and Washitani I. (2006) The role of the wood mouse in *Quercus serrata* acorn dispersal in abandoned cut-over land. *For Ecol Manage*, 229, 120-127.
- 武田博清 (1994) 生態系生態学における群集研究 - 森林生態系の提供する「食物-住み場所」テンプレート. *森林科学*, 10, 35-39.
- Tanaka H. and Nakashizuka T. (1997) Fifteen years of canopy dynamics analyzed by aerial photographs in a temperate deciduous forest, Japan. *Ecology*, 78, 612-620.
- Tanaka H., Shibata M. and Nakashizuka T. (1998) Evaluation of the role of wind dispersal in tree population dynamics by using a mechanistic approach. *J Sustain Forest*, 6 (1/2), 155-174.
- Tanaka H. and Kominami Y. (2002) Seed dispersal. *Ecol. Stud.*, 158, 109-126.
- 田中 浩 (2003) 森林のモニタリング. 井上ら編 "森林の百科". 朝倉書店, 494-501.
- 谷口真吾 (2006) 帯状複層林における下木の成長と林床植生の多様性 - 下木植生から 15 年生時の状況 - . 兵庫県立農林水産技術総合センター研究報告 森

- 林林業編, 53, 10-16.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M. C., Schwager M. and Jeltsch F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biol.*, 31, 79–92.
- 戸島久和 (2004) 都市近郊分断林における遷移と動態. 横浜国立大学博士論文.
- Turner M. G., Baker W. L., Peterson C. J. and Peer R. K. (1998) Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems*, 1, 511-523.
- USDA (U. S. Department of Agriculture) Forest Service, BLM (Bureau of Land Management) (1994) Record of Decision for amendments to Forest Service and Bureau of Land Management planning documents within the range of the Northern Spotted Owl. USDA Forest Service and BLM.
- Utsugi E., Kanno H., Ueno N., Tomita M., Saitoh T., Kimura M., Kanou K. and Seiwa K. (2006) Hardwood recruitment into conifer plantations in Japan: Effects of thinning and distance from neighboring hardwood forests. *For Ecol Manage*, 237, 15-28.
- Wiegand T., Revilla E. and Moloney K. A. (2005) Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conserv Biol*, 19, 108–121.
- Wang G. and Liu F. (2011) The influence of gap creation on the regeneration of *Pinus tabulaeformis* planted forest and its role in the near-natural cultivation strategy for planted forest management. *For Ecol Manage* 262, 413-423
- Wulf M. and Heinken T. (2008) Colonization of Recent Coniferous versus Deciduous Forest Stands by Vascular Plants at the Local Scale. *Appl Veg Sci.*, 11, 307-316.
- Yamagawa H., Ito S. and Nakao T. (2007) Edge effects from a natural evergreen broadleaved forest patch on advanced regeneration and natural forest recovery after clear-cutting of a sugi (*Cryptomeria japonica*) plantation. *Japanese Journal of Forest Environment*, 49, 111-122.
- 山中典和・高谷加寿子・川那辺三郎 (1997) アシウスギ - ブナ混交林における樹木の枯死形態と枯死要因. 日林誌, 79, 14-21.
- 山浦悠一 (2007) 広葉樹林の分断化が鳥類に及ぼす影響の緩和 -人工林マトリックス管理の提案-. 日林誌, 89, 416-430.
- Yamashita S., Hattori T. and Abe H. (2010) Host preference and species richness of wood-inhabiting ashylophoraceous fungi in a cool temperate area of Japan. *Mycologia*, 102, 11-19.
- Yamaura Y., Ikeno S., Sano M., Okabe K. and Ozaki K. (2009) Bird responses to broad-leaved forest patch area in a plantation landscape across seasons. *Biol Conserv*, 142, 2155–2165.
- Yamaura Y., Oka H., Taki H., Ozaki K. and Tanaka H. (2012) Sustainable management of planted landscapes: lessons from Japan. *Biodivers Conserv*, 21, 3107-3129.
- 八坂通泰 (1998) 人工林の間伐と下層植生の多様性. 光珠内季報, 112, 5-8.
- 米 康充・笹賀一郎 (1996) 北海道北部天然林における更新様式: 数十年, 数十 ha スケールでの解析. 北大農演報, 53 (2), 297-330.
- 全国森林組合連合会 (2012) 森林施業プランナーテキスト基礎編. 森林施業プランナー協会, 192 pp.

Appendix Table 1. 本総説で引用した国内の文献のうち樹種のタイプ分けが行われていた15文献、および筆者らの観察に基づき天然林での出現頻度の情報を参考に、天然林を主な生育地とする(天然林の大小ギャップで普通に更新する)「天然林性種」と大規模な擾乱地等を主な生育地とする「非天然林性種」に区分をおこなった。どちらにも類型可能な種については「中間型」としたが、本総説においては、潜在的に天然林を生育地とする樹種と判断し「天然林性種」に含めて論述をおこなった。

種名	総合判定性	生活型	種子散布型	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)
アカマツ	非天然林性	高木	風	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
アカメガシワ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
イノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯	偏向	E	
エノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯	偏向	E	
オニグルミ	非天然林性	高木	重食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
オラスサンショウ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
クサギ	非天然林性	亜高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
シラカンバ	非天然林性	高木	風	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヌルデ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ハゼノキ	非天然林性	高木	重食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ハッコヤナギ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ハルニシ	非天然林性	高木	風	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
フササクラ	非天然林性	高木	風	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ムクノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
モチノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヤマニツケイ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヤマウルシ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヤマグル	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヤマハゼ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヤマハンノキ	非天然林性	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
アカシデ	中間型	高木	風	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
アサダ	中間型	高木	風	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
アズキナシ	中間型	高木	周食型	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
アラカシ	中間型	高木	重食型	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
イヌシデ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ウラジロノキ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ウリハダカエデ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
エゴノキ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
カキノキ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
カスミザクラ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
カツラ	中間型	高木	重食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
カラマツ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
キハダ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
クサノキ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
クヌギ	中間型	高木	重食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
クリ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
コシアブラ	中間型	高木	重食型	常緑	Small gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
コナラ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
コブシ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ハクウンボク	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヒメコマツ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ヒメシヤラ	中間型	高木	周食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer
ホオノキ	中間型	高木	重食型	常緑	Large gap	Canopy		Pioneer	ギャップ	間伐区	UY	pioneer	幼齢林	幼齢林	伐採帯			pioneer

Appendix Table 1. (続き)

種名	総合判定	生活型	種子散布型	落葉・常緑	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)	
マンサク	中間型	亜高木	重力	落葉	Small gap	Intol				ギャップ	間伐区	UY								L
ミズキ	中間型	高木	周風型	落葉	Large gap							G	deciduous							E
アオダモ	天然林性	高木	周風型	落葉	Small gap	Tol						G								L
アラゲアオダモ	天然林性	亜高木	周風型	落葉	Closed	Tol						B0								L
アワブキ	天然林性	高木	周風型	落葉	Closed	Tol	Canopy		Old	ギャップ	無間伐区	B0			幼齡林					L
イヌガシ	天然林性	亜高木	周風型	常緑	Closed															L
イヌブナ	天然林性	高木	重力	落葉	Closed		Canopy					G								
イロハカエデ	天然林性	高木	周風型	落葉																
ウラシロガシ	天然林性	高木	周風型	常緑																
ウワミズザクラ	天然林性	高木	周食型	落葉	Tol					林内		B0								L
カマツカ	天然林性	高木	周食型	落葉						ギャップ										
カマシデ	天然林性	亜高木	周食型	落葉																
クロハヤキ	天然林性	高木	周風型	常緑																
コハウチワカエデ	天然林性	高木	周風型	落葉						林内		U0	evergreen							L
コネカエデ	天然林性	高木	周風型	落葉	Tol							G								E
サウシバ	天然林性	亜高木	周風型	常緑								B0								L
シロダモ	天然林性	高木	周食型	落葉	Large gap	Tol	Canopy			林内	間伐区	G	evergreen							L
ツリバナ	天然林性	高木	周食型	常緑																
ナカカマド	天然林性	亜高木	周食型	落葉						林内	間伐区									
ハナカマド	天然林性	高木	周食型	落葉						林内										
ハリギリ	天然林性	高木	周風型	落葉	Large gap	Tol		Late				B0								L
ヒサカキ	天然林性	亜高木	周食型	常緑								U0								L
ヒトツバハカエデ	天然林性	高木	周風型	落葉								G								L
フナ	天然林性	高木	周風型	落葉	Closed															
マユミ	天然林性	高木	重力	落葉																
マルバアオダモ	天然林性	高木	周食型	落葉			Canopy			林内	無間伐区	BY								L
ミスナラ	天然林性	高木	重力	落葉																L
ミツバカエデ	天然林性	高木	周風型	落葉	Large gap															L
ヤマザクラ	天然林性	高木	周風型	落葉						ギャップ	無間伐区					林内				L
ヤマモミジ	天然林性	高木	周風型	落葉	Small gap	Tol		Late		ギャップ		G				林内				L
リョウブ	天然林性	亜高木	周風型	落葉		Tol				ギャップ						林内				L

(1) Abe et al. 1995 (closed, small gap, or large gap), (2) Gonzales & Nakashizuka 2010 (shade tol, intol), (3) Hiura 2001 (Canopy tree or not), (4) Igarashi & Kiyono 2008 (Early succession, Late succession), (5) Ito et al. 2003 (Old, pioneer, disturbed), (6) 小谷・高田 1999 (林内, ギャップ), (7) 今ら 2007 (無間伐区, 間伐区), (8) Nagaike et al. 2003 (Bias or Unique to Young, Mid, or Old), (9) Nagashima et al. 2009 (evergreen, deciduous, pioneer), (10) 佐倉・鈴木 1988 (幼齡人工林の優占種か否か), (11) 佐倉・沼田 1980 (幼齡人工林の優占種か否か), (12) 島田・野々田 2010 (林内, 伐採帯), (13) 戸島 2004 (通常遷移種, 偏向遷移種), (14) Utsugi et al. 2006 (Early, Late), (15) Yamagawa et al. 2007 (pioneer or not)

Alternative management system for the restoration of biodiversity in plantation forest of Japan

Tetsuya IGARASHI^{1)*}, Shun'ichi MAKINO²⁾, Hiroshi TANAKA¹⁾ and Takashi MASAKI¹⁾

Abstract

Recently, coniferous plantations have been increasing in size around the world, and are expected to provide habitats for diverse organisms. From this perspective, we investigated the possibility that Japanese plantation forests could maintain or even enhance biodiversity (mainly of plants) through improved or alternative management systems. The biodiversity characteristics of plantation forests can be summarized as follows: (1) normal plantation rotations are too short to create the complex vertical structure found in natural old-growth forests; (2) clearcutting, which is the starting point for even-aged plantations, leaves a smaller biological legacy than natural disturbances; and (3) the distributions of light and soil nutrients are more homogeneous than in natural stands. To improve these characteristics, "close to nature" forestry is increasingly being used to manage natural forests in western countries, and could also be effective for Japan's plantation forests. Specifically, (1) extending the rotation period allows a vertically complex stand structure to develop and a seedling bank of late-successional tree species to accumulate; (2) retention of both living and dead trees after harvesting generates a biological legacy and provides habitats for diverse organisms; and (3) artificial gaps created by thinning or strip cutting contribute to the diversity of understory plants. There are some concerns, however. Longer rotations would increase vulnerability to external factors (e. g., wind damage), and retention of dead trees increases the risk of insect damage. Furthermore, extended rotations have not always increased biodiversity, and retention of trees during harvesting of a monoculture plantation was not necessarily effective. It is also noteworthy that there are no reliable criteria for the optimal size of artificial gaps to enhance plant diversity. Many challenges must therefore be overcome before we can establish a form of close-to-nature forestry suitable for Japanese plantation forests.

Key words : plantation, introduction of broad-leaf trees, mixed forest, disturbance, long rotation, uneven-aged forest

Received 10 September 2013, Accepted 31 March 2014

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

2) Hokkaido Research Center, FFPRI

* Department of Forest Vegetation, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: igatetsu@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

桂試験地における土層厚の分布と土壌物理特性

大貫 靖浩^{1)*}、吉永 秀一郎²⁾、釣田 竜也³⁾、荒木 誠⁴⁾、伊藤 江利子⁵⁾、
志知 幸治¹⁾、松浦 陽次郎⁶⁾、小野 賢二⁷⁾、岡本 透²⁾

要旨

桂試験地において、土壌中の水や溶存物質の移動、広域汚染物質の貯留に寄与すると考えられる、土層の分布様式や火山灰を主要母材とする土壌の物理性について、詳細な調査・分析を行った。土層厚に関しては、遷急線より下方の斜面に位置する谷頭凹地の上流側～谷頭斜面においては3 mを超える厚い表層土層が線状に分布し、右岸側の遷急線より上方の斜面に位置する上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面においては、広い範囲で土層厚が4 mを超えていた。これに対し、開析の進んだ左岸側の頂部斜面・上部谷壁凸斜面や両岸の下部谷壁斜面においては、表層土層が1 m以下の地点が広く分布していた。風化層厚は流域全体に1 m以下の地点が広く分布しており、厚い風化層は右岸側の遷急線より上方の斜面に位置する頂部斜面・上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面に分布していた。土壌の一般物理性に関して、遷急線より上方の斜面では上部谷壁凸斜面を除き容積重が小さく、全孔隙率が高く、レキ量が非常に少ないのに対し、遷急線下方の斜面では容積重が大きく、全孔隙率が低く、レキ量が比較的多いことが明らかになった。保水機能に寄与する有効孔隙率は、遷急線より上方の頂部斜面で特に高い値を示すのに対し、遷急線下方の斜面では低い値を示し、レキ量の多寡が有効孔隙率に影響を及ぼしていると考えられた。土壌の浸透能に寄与すると考えられる飽和透水係数は、 $10^{-4} \sim 10^{-5} \text{ms}^{-1}$ オーダーの値を示し、微地形との明瞭な対応関係は認められなかった。

キーワード：土層厚、土壌物理特性、微地形単位、遷急線、表層土層、風化層

1. はじめに

森林総合研究所では古くから全国各地に理水試験地(長期間の水文観測を行う試験流域)を設置し、降水量・流出量・蒸発散量等が長期間にわたって測定されてきた(藤枝・志水 1994, 後藤ら 2005, 清水ら 2008, 野口・藤枝 2007, 細田ら 2009, 阿部ら 2011 など)。また最近では、水の量ばかりではなく水質についての研究成果(例えば土壌中の水や溶存物質の移動、広域汚染物質の貯留等)も蓄積されつつある(池田ら 1997, 金子ら 2002, 相澤ら 2008, 釣田ら 2009, 釣田ら 2010, 吉永ら 2011 など)。降水が地下水、渓流水となって流出するにあたり、森林土壌の果たす役割(洪水防止機能、水資源貯留機能、水質浄化機能)を定量的に評価する研究も昨今求められており、森林土壌の保水特性・水移動メカニズムの果たす役割が大きいことも指摘されている(有光ら 1995, Asano et al. 2002, Katsuyama and Ohte 2002, Uchida et al. 2003, 釣田

ら 2005, 小杉 2007)。

筆者らは過去に筑波共同試験地理水流域において、土壌の分布とその保水・流出特性にかかわる物理的特性についての詳細な調査・分析を行い、土層厚の分布と土壌物理特性の違いが隣接する小流域の流出特性の違いに大きな影響を与えることを明らかにした(吉永・大貫 1992, 大貫・吉永 1995, Ohnuki et al. 1999)。

本稿では筑波共同試験地理水流域と同じ気候条件下の茨城県内の低山帯に位置し、基盤地質(堆積岩)や流域面積・微地形の異なる桂試験地を対象に、火山灰の影響が大きいと考えられる山地小流域において、表層土層(土壌)層・風化層がどのくらい深く分布し、どのような物理的性質を持っているかについて微地形単位別に類型化し、各種森林施業の策定や、洪水防止・水資源貯留・水質浄化機能の定量化に向けたバックグラウンドデータを提供することを目的とする。

原稿受付：平成 25 年 12 月 9 日 原稿受理：平成 26 年 3 月 20 日

1) 森林総合研究所立地環境研究領域

2) 森林総合研究所関西支所

3) 森林総合研究所九州支所

4) 森林総合研究所温暖化対応推進拠点

5) 森林総合研究所北海道支所

6) 森林総合研究所国際連携推進拠点

7) 森林総合研究所東北支所

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

2. 調査地の概況

調査地（桂試験地）は、茨城・栃木県境に連なる八溝山地南部に位置する、茨城森林管理署管内北山国有林内（茨城県東茨城郡城里町（旧桂村））、皇都川支流の約2.3haの北向きの流域である（Fig. 1-A）。調査地付近の年平均気温は12.5℃、年平均降水量は1338.5mmである（野口ら2009）。量水堰が2000年に設置され、降水量・流出量が継続して観測されている。流域内の標高は212m～272m（標高差60m）で、主谷に南西側から0次谷が合流し、量水堰直上で東側から0次谷が合流する。植生は流域の尾根部にはコナラ・クヌギ等の落葉広葉樹やマツが、中腹～谷部にはスギ・ヒノキが生育している（Fig. 1-B）。土壌は尾根部には乾性褐色森林土（ B_b 型）が、中腹～谷部には適潤性褐色森林土（ B_d 型）および同偏乾亜型（ $B_{d(d)}$ 型）が、流路沿いには湿性褐色森林土（ B_e 型）が分布しており、地質は中古生層の頁岩・チャート等の上に関東ローム層が堆積している（端山, 1986）。2002年3月に尾根部と谷部で1本ずつボーリング調査が行われ（Fig. 1-B）、尾根部のNo.1地点では深さ1.8mまで、谷部のNo.2地点では深さ3.8mまで土壌層が確認された。No.1地点のB層最下部は15cm厚の軽石層と接しており、No.2地点の深さ2m以深は土壌中にレキが多く含まれていた。

3. 調査・分析手法

まず流域内においてコンパスを用いた地形測量を682地点で実施し、微地形分類図を作成した。地形測量の測点の約8割の地点（571地点）で土研式簡易貫入試験（大貫・吉永1995, 吉永・大貫1995, Ohnuki et al. 1999）を行い、貫入抵抗値（ N_c 値）に基づいて各地点の表層土層厚（ $0 < N_c \leq 5$ ）と風化層厚（ $5 < N_c \leq 40$ ）を算出した。貫入抵抗値が断続的に $N_c=5$ を超えた場合、貫入試験機先端のコーンが打撃中に石レキを破壊したものと判断して、その部分を表層土層に含めた。土層厚測定地点のうち10地点で土壌断面調査を行い、土壌断面記載および土壌物理性測定用試料（400ml）を採取した。土壌型の分類は土じょう部（1976）に拠った。

土壌の物理性は、容積重等の一般物理性、定水位法による透水性、砂柱法および加圧板法による土壌水分特性（保水性）を測定した。一般物理性と透水性については、河田・小島（1976）および土壌標準分析測定法委員会（1986）に準拠した。保水性に関しては、4～32cm H_2O （ $pF_{0.6} \sim 1.5$ ）相当は砂柱法を、32～1,585cm H_2O （ $pF_{1.5} \sim 3.2$ ）相当は加圧板法を用いて測定した（土壌標準分析測定法委員会1986, 森林立地調査法編集委員会, 2010）。

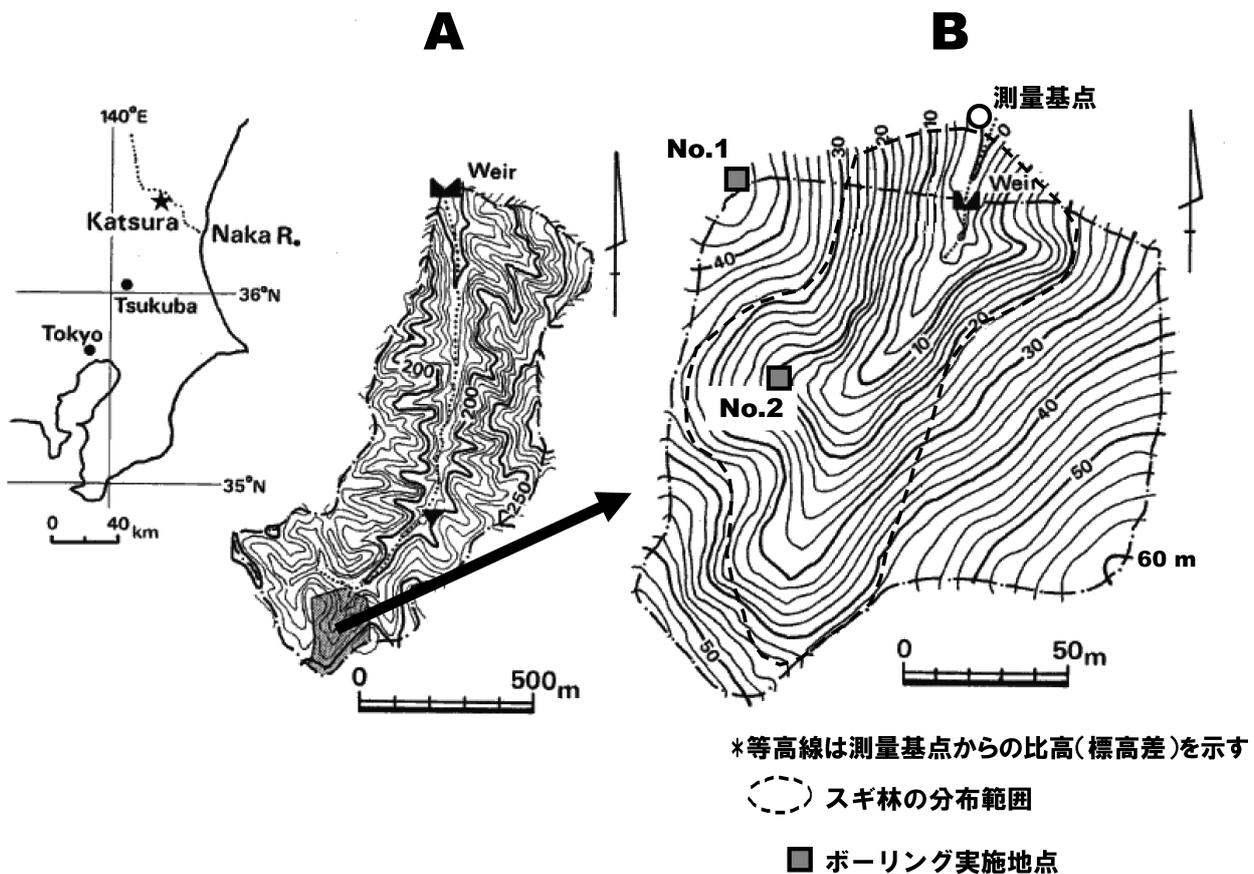


Fig. 1. 調査流域地形図
Topographical map of the catchment

4. 微地形単位・土壌型・土層厚の分布

4.1 微地形単位の分布

詳細な地形測量データを基に、田村 (1996) を一部改変する形で微地形分類を行った (Fig. 2)。分類された微地形単位は、尾根から谷へと順に頂部斜面・痩せ尾根頂部斜面・上部谷壁斜面・上部谷壁凸斜面・上部谷壁凹斜面・谷頭斜面・谷頭急斜面・谷頭凹地・下部谷壁斜面・下部谷壁凹斜面・麓部斜面・小段丘面・谷底面の 13 ユニットである。このうち痩せ尾根頂部斜面と上部谷壁凸斜面は、田村 (1996) の分類の頂部斜面と上部谷壁斜面をそれぞれ細分したものである。頂部斜面・痩せ尾根頂部斜面・上部谷壁斜面・上部谷壁凸斜面・上部谷壁凹斜面の下部を通る形で、遷急線 (傾斜変換線) が分布する。流域の右岸側斜面と左岸側斜面で斜面の幅や谷の入り方が異なり、右岸側斜面では遷急線が直線状で 0 次谷が 1 本しか入っておらず、上部谷壁斜面 (一部上部谷壁凹斜面) が広く分布しているのに対し、左岸側斜面では 0 次谷が 4 本も入ることによって上部谷壁凸斜面が遷急線上側に形成され、そのうち 2 つの谷頭は流域の分水界近くまで達し、痩せ尾根頂部斜面を形成している。このように、流域内の斜面が多量の微地形単位に区分でき、かつ過去の侵食営力の作用が右岸側と左岸側で大幅に異なっていることが本調査地の特徴である。

4.2 土壌型の分布

調査地内に分布する褐色森林土は、前述のように乾性・適潤性・湿性の 3 タイプに分かれる。それぞれの微地形単位との対応関係は、B_B 型 (残積～匍行) : 頂部斜面・痩せ尾根頂部斜面・上部谷壁凸斜面、B_{D(d)} 型 (残積～匍行) : 上部谷壁斜面・上部谷壁凸斜面、B_D 型 (崩積～匍行) : 上部谷壁凹斜面、B_D 型 (崩積) : 谷頭斜面・谷頭急斜面・谷頭凹地・下部谷壁斜面・下部谷壁凹斜面・麓部斜面・小段丘面、B_E 型 (崩積) : 谷頭凹地・小段丘面・谷底面、である。遷急線の上側には B_B 型 (残積～匍行)、B_{D(d)} 型 (残積～匍行)、B_D 型 (崩積～匍行)、下側には B_D 型 (崩積)、B_E 型 (崩積) が分布する (Fig. 3)。同じ B_D 型でも、遷急線より上側の崩積～匍行タイプは表層土壤中にレキをほとんど含まないのに対し、遷急線より下側の崩積タイプはかなりの量のレキを含むのが特徴である。

図中の KTR-a ~ KTR-j の 10 地点において土壌断面調査を実施した。Fig. 4 に土壌断面図を示す。遷急線より上側の B_B 型・B_{D(d)} 型・B_D 型は (KTR-a ~ KTR-f)、上部谷壁凸斜面に分布する土壌の薄い KTR-d 断面 (有効土壌深: 70cm) を除きレキがほとんど認められなかった。また、KTR-b 断面と KTR-e 断面 (共に上部谷壁斜面に分布) の深度 100cm 付近に、一次堆積と思われる

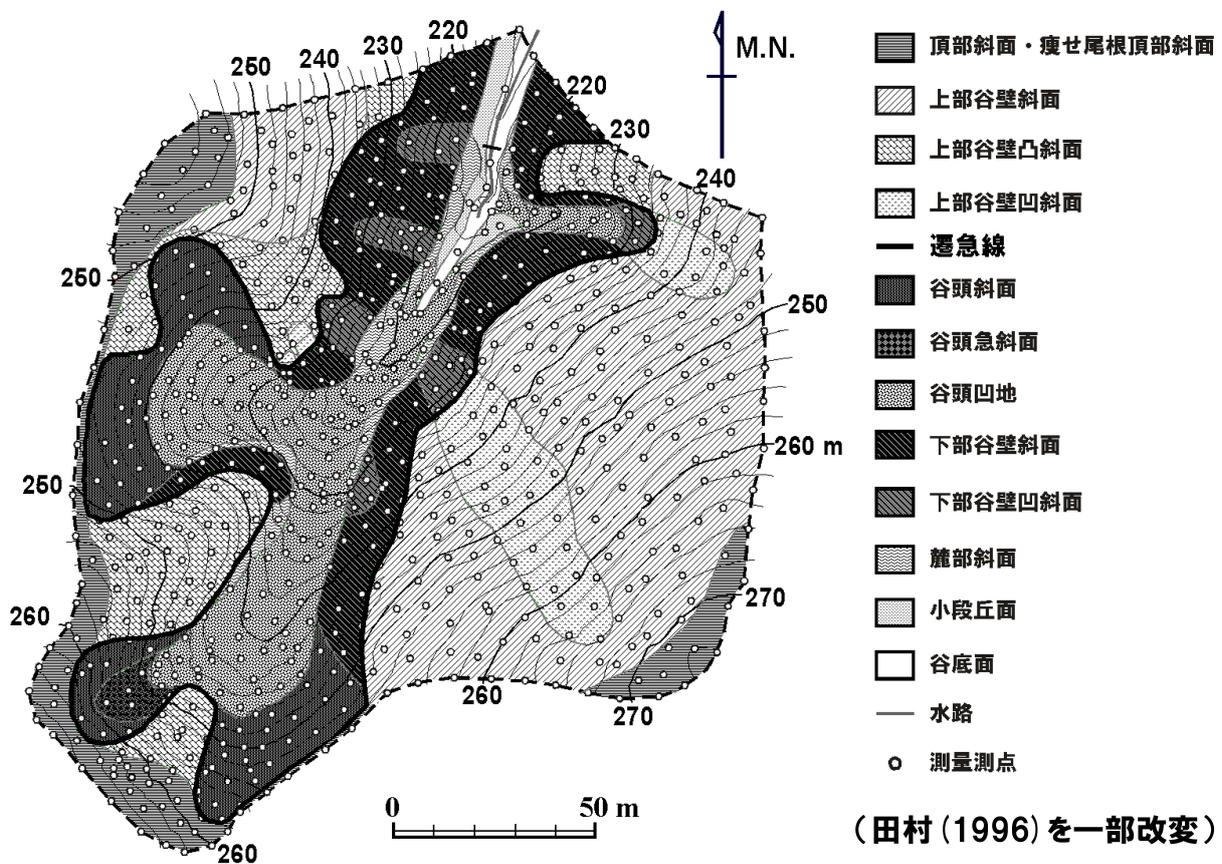


Fig. 2. 調査流域の微地形分類図
Distribution of micro-topographical units in the catchment

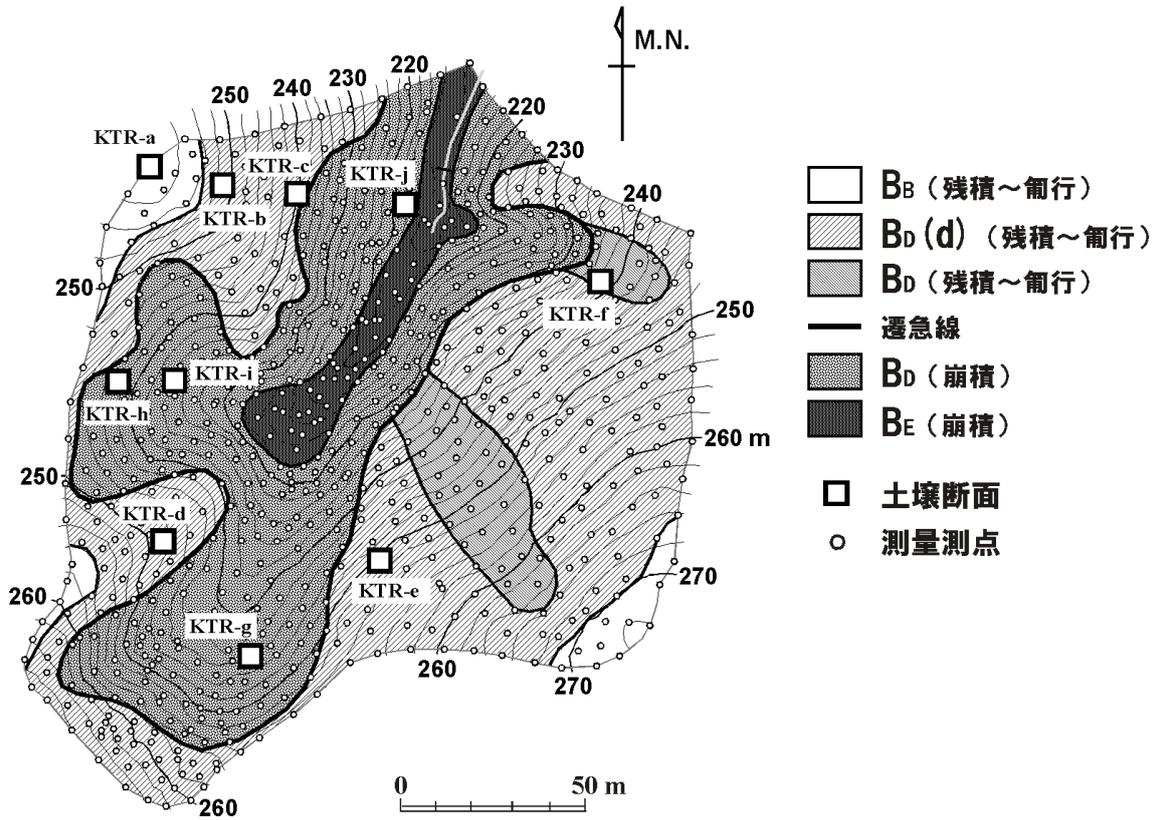


Fig. 3. 調査流域の土壤型の分布
Soil map of the catchment

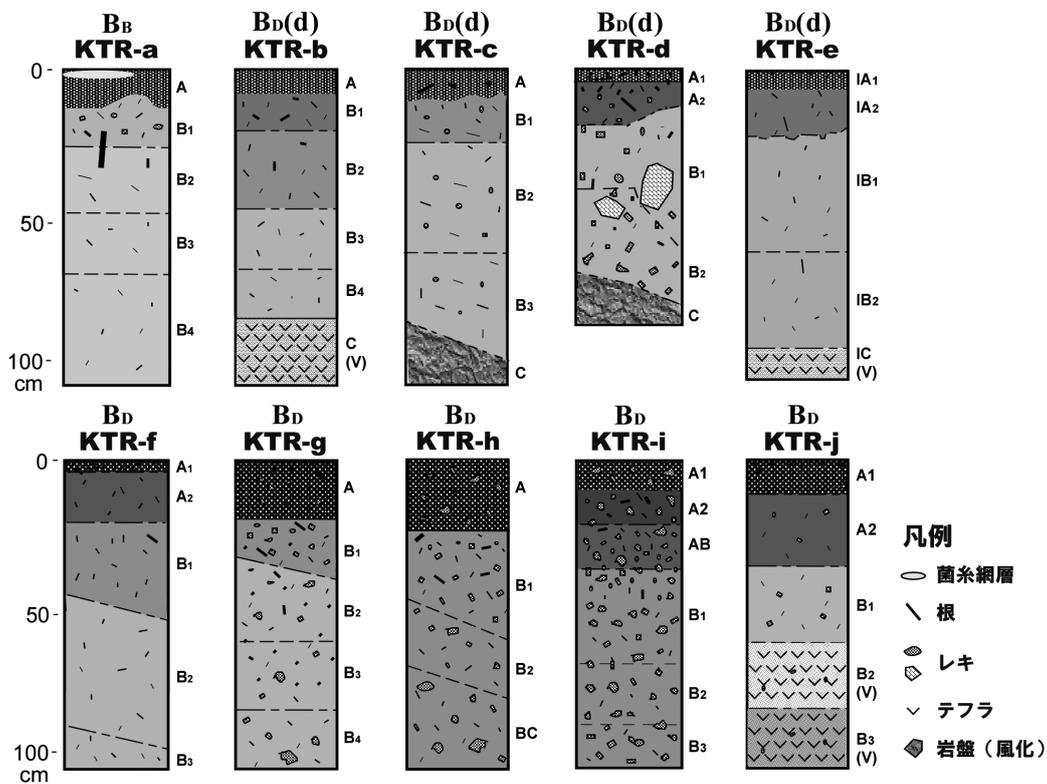


Fig. 4. 土壤断面図
Soil profiles in the catchment

テフラ層が確認できた。一方、遷急線より下側の B_D 型は (KTR-g ~ KTR-j)、谷頭斜面 (KTR-g, -h)・谷頭凹地 (KTR-i) で、全層にわたってレキが多く含まれていたのに対し、麓部斜面 (KTR-j) ではレキは少なく、下層に二次堆積と思われるテフラが 2 層位 (B_2, B_3) 連続して認められた。KTR-j 断面は KTR-b 断面の斜面下方にあたり、色調から B_2 層のテフラが KTR-b 断面の C(V) 層に対応すると考えられる。 B_3 層のテフラは赤褐色の色調を呈しているのが特徴で、北関東におけるテフラの分布から今市軽石層に、 B_2 層のテフラはその上位の七本桜軽石層にそれぞれ該当すると思われる (町田・新井 1992)。

4.3 表層土層厚・風化層厚の分布

表層土層厚 (Fig. 5-A) は、微地形単位に対応して分布しており、遷急線の上側では右岸側の上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面や左岸側の上部谷壁斜面において、4 m を超える厚い土層が広い範囲に分布し、特に上部谷壁凹斜面では緩い谷地形の中心線に沿って 6 m を超える地点が線状に認められた。現在みられる上部谷壁凹斜面は、かなり深い谷地形を厚い表層土層が埋める形で形成されたと考えられる。一方遷急線の下側では、谷頭凹地の上流側～谷頭斜面において 3 m を超える厚い土層が谷を埋める形で線状に分布している (Fig. 2- 微地形分類図参照)。これに対し、遷急線の上側の左岸側の頂部斜面・

上部谷壁凸斜面、遷急線の下側の谷頭急斜面・下部谷壁斜面・下部谷壁凹斜面においては、表層土層が 1 m 以下の地点が広く分布している。

風化層厚 (Fig. 5-B) は、遷急線の下側に 1 m 以下の地点が広く分布しているが、谷頭凹地・谷頭斜面・下部谷壁斜面・下部谷壁凹斜面の一部で、2 m を超える比較的厚い風化層が断片的に分布している。表層土層が厚い地点との対応関係は認められない。遷急線の上側では、右岸側の上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面や左岸側の上部谷壁斜面で 3～6 m の層厚を有する風化層が認められ、特に上部谷壁凹斜面では表層土層同様、緩い谷地形の中心線に沿って線状に厚い風化層が分布している。上部谷壁凸斜面の一部では、2 m を超える比較的厚い風化層が認められた。

土壌型の分布 (Fig. 3) と土層厚分布 (Fig. 5) の対応関係を微地形単位別に検討すると、頂部斜面に分布する乾性褐色森林土 (B_B 型：残積～匍行) で表層土層が比較的薄く、上部谷壁凹斜面に分布する適潤性褐色森林土 (B_D 型：残積～匍行) で、表層土層・風化層ともに厚い傾向がみられた。谷頭斜面と谷頭凹地に分布する適潤性褐色森林土 (B_D 型：崩積) では、表層土層が中央部に厚く分布しているが、下流側に分布する湿性褐色森林土 (B_E 型：崩積) では表層土層・風化層ともに薄かった。このように、一部の微地形単位においては、土壌型と土層厚分布に対応関係が認められた。

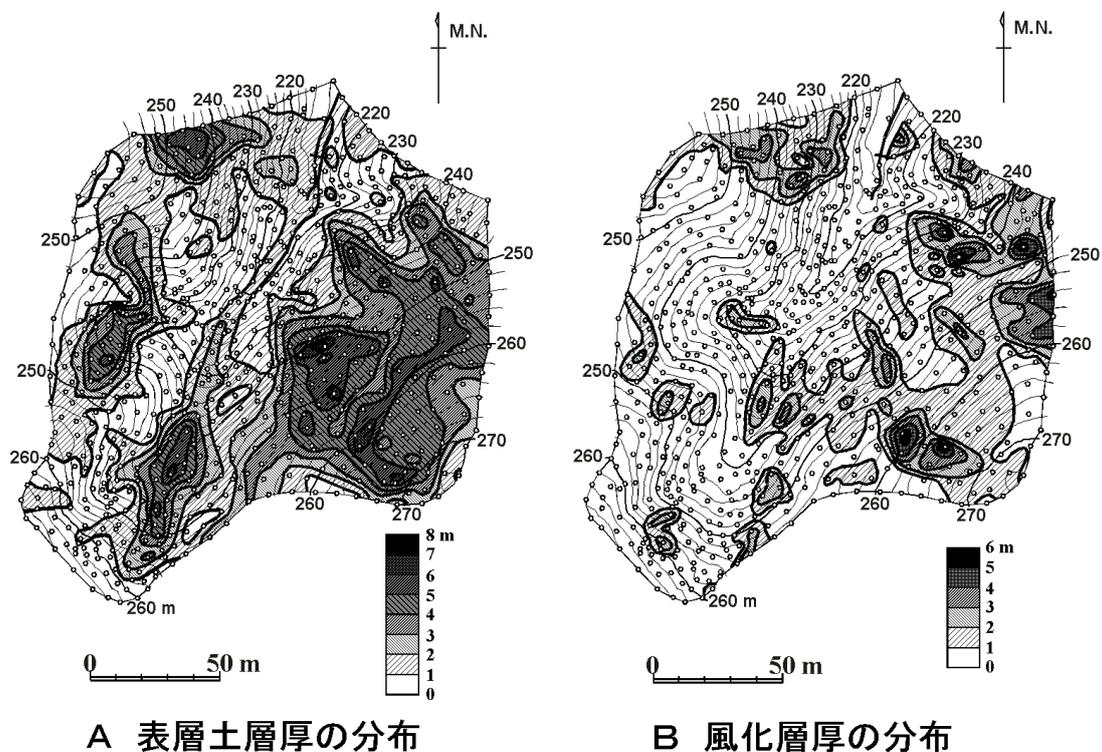


Fig. 5. 表層土層厚 (A) および風化層厚 (B) の分布
Distribution of colluvium thickness (A) and saprolite thickness (B)

5. 斜面の縦断・横断方向の微地形と土層厚分布の特徴

5.1 斜面の縦断方向の微地形と土層厚分布の特徴

試験流域内で斜面の縦断方向に4本の断面を取り、土層厚分布の特徴を比較した (Fig. 6, Fig. 7-a ~ d)。a断面とb断面は縦断形が共に凸型で大きな違いは見られないものの、等高線方向の横断形はa断面が直線状であるのに対し、b断面は緩やかな凹地状を呈する。a断面は4つの微地形単位に、b断面は6つの微地形単位にそれぞれ区分され、それぞれ最も長い区間を占める遷急線直上の上部谷壁斜面と上部谷壁凹斜面で最も表層土層・風化層ともに厚く、頂部斜面で比較的表層土層・風化層が薄い。またa断面では、遷急線より下方の下部谷壁斜面・麓部斜面で表層土層が1m以下と薄いのに対し、b断面では遷急線直下の下部谷壁凹斜面で表層土層厚が2~3mと比較的厚いのが特徴である。

これに対し、等高線方向の横断形がはっきりとした凸型を呈するc断面では、谷頭凹地の下部を除き全体的に表層土層・風化層ともに非常に薄く、特に遷急線直上の上部谷壁凸斜面でa断面・b断面の上部谷壁斜面と上部谷壁凹斜面と際だった違いがみられ、侵食がかなり進行しているものと推察される。

縦断形、横断形ともに明瞭な凹型を呈するd断面では、

遷急線が痩せ尾根状の頂部斜面直下に分布し、遷急線下方に連続する谷頭斜面・谷頭凹地では厚い表層土層が確認できる。谷頭凹地は常時水流が見られない上流側と、降雨時に水流が発生する下流側とに分かれ、その境界付近では厚さ3mを超える風化層がみられ、下流側では表層土層は2m程度と比較的薄いのが特徴である。

5.2 斜面の縦断方向の微地形と貫入抵抗値の変化

Fig. 7-a, -b, -c, -dのA1~A5地点、B1~B7地点、C1~C6地点、D1~D7地点の貫入抵抗値を、それぞれFig. 8, Fig. 9, Fig. 10, Fig. 11に示す。

まずa断面においては、頂部斜面に分布するA1地点では表層土層が2.6mと比較的厚いのに対し、風化層は0.4mと非常に薄い。上部谷壁斜面上部のA2地点では表層土層・風化層がともに厚く、表層土層の深度2.8m以下では貫入抵抗値が断続的に $N_c=5$ を超え、表層土層中にレキが多く存在していると考えられる。上部谷壁斜面下部のA3地点では、A2地点同様表層土層は厚いが風化層は非常に薄く、表層土層の貫入抵抗値が非常に小さいのが特徴である。特に深度1.2~2.3mの範囲では $N_c=1$ 以下であり、粒径が粗くて軟らかい軽石層の存在が予想される。遷急線より下方の下部谷壁斜面に位置す

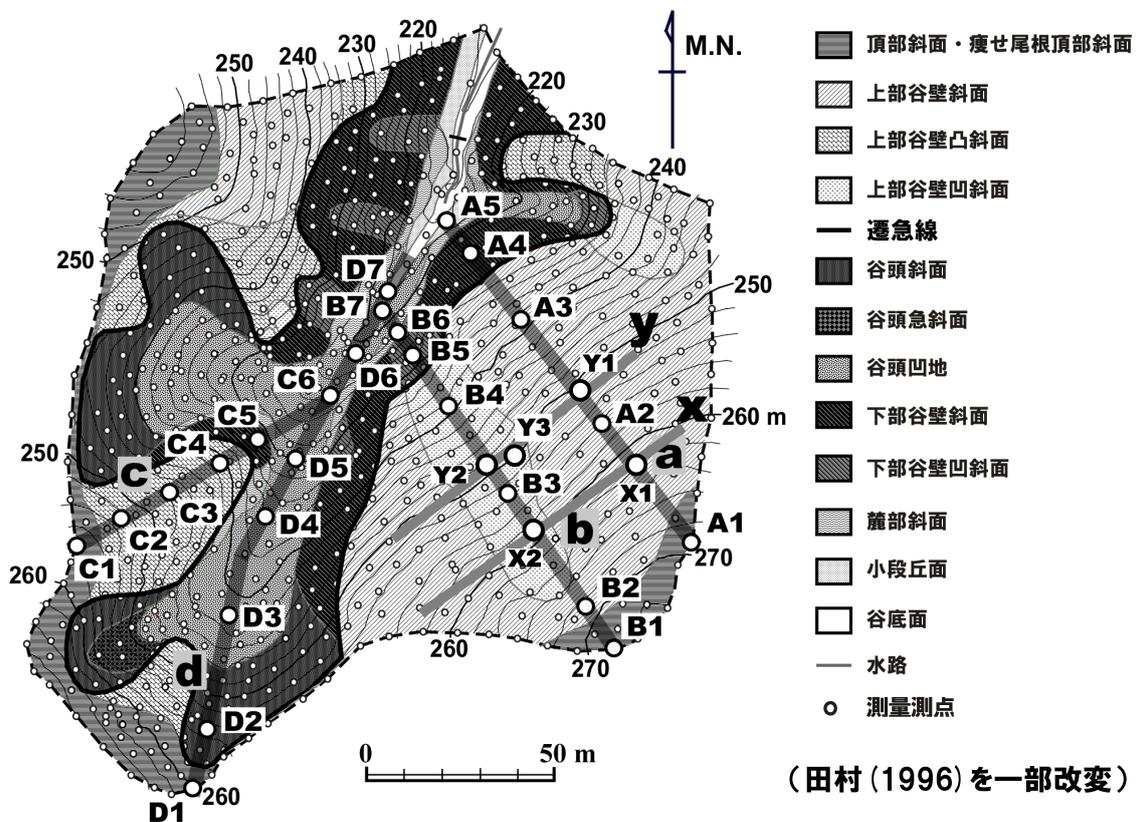


Fig. 6. 試験流域内の縦断面形の位置

Distribution of longitudinal sections in the experimental watershed

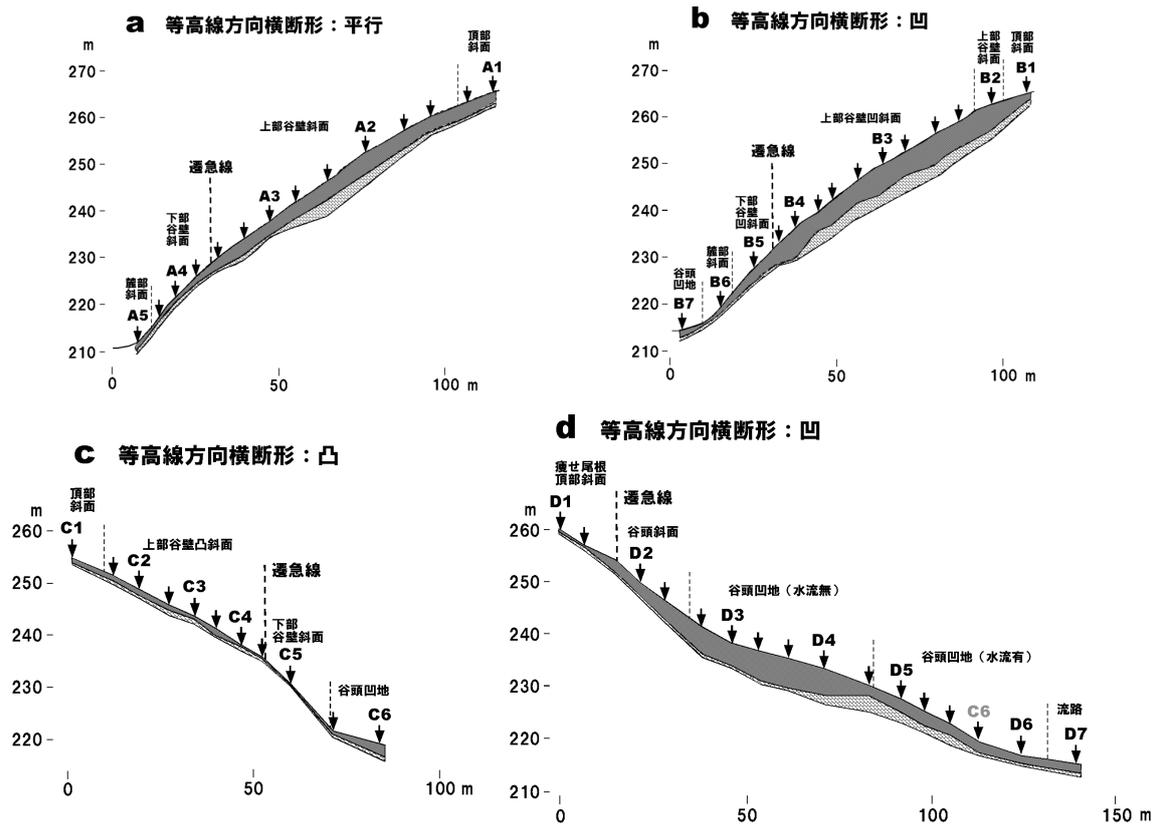


Fig. 7. 土層厚分布縦断面図 (a～d)
Longitudinal sections of soil thickness (a-d)

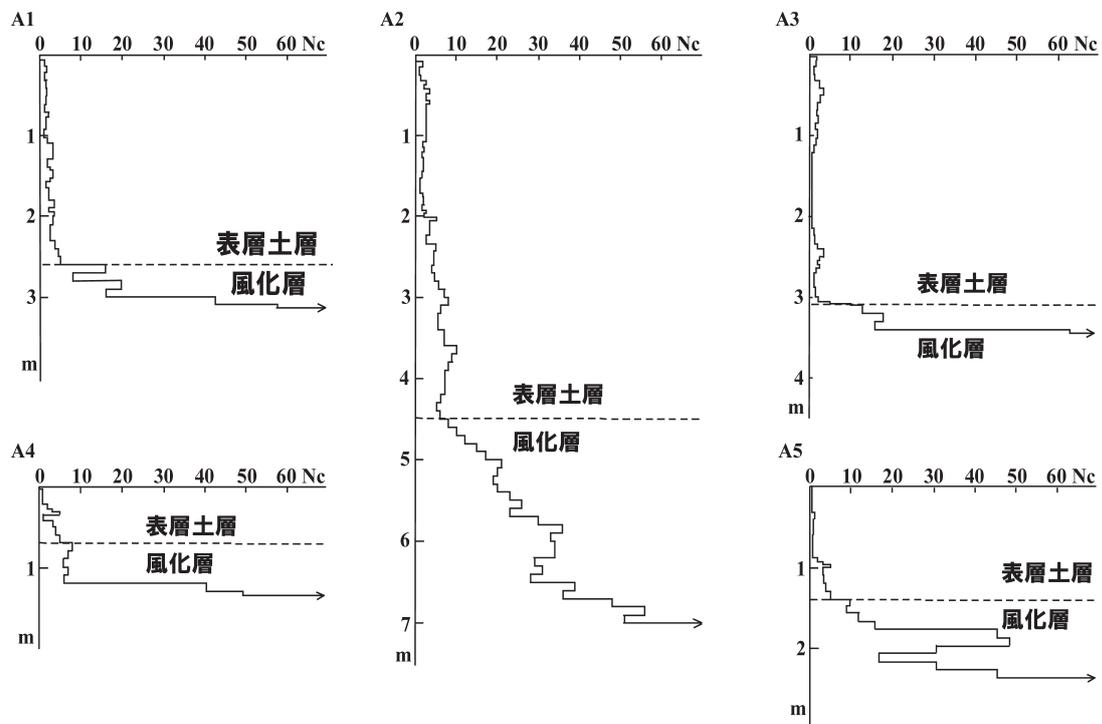


Fig. 8. 貫入抵抗値の斜面方向の変化 (a 断面)
Fluctuation of resistance values against penetration (Profile-a)

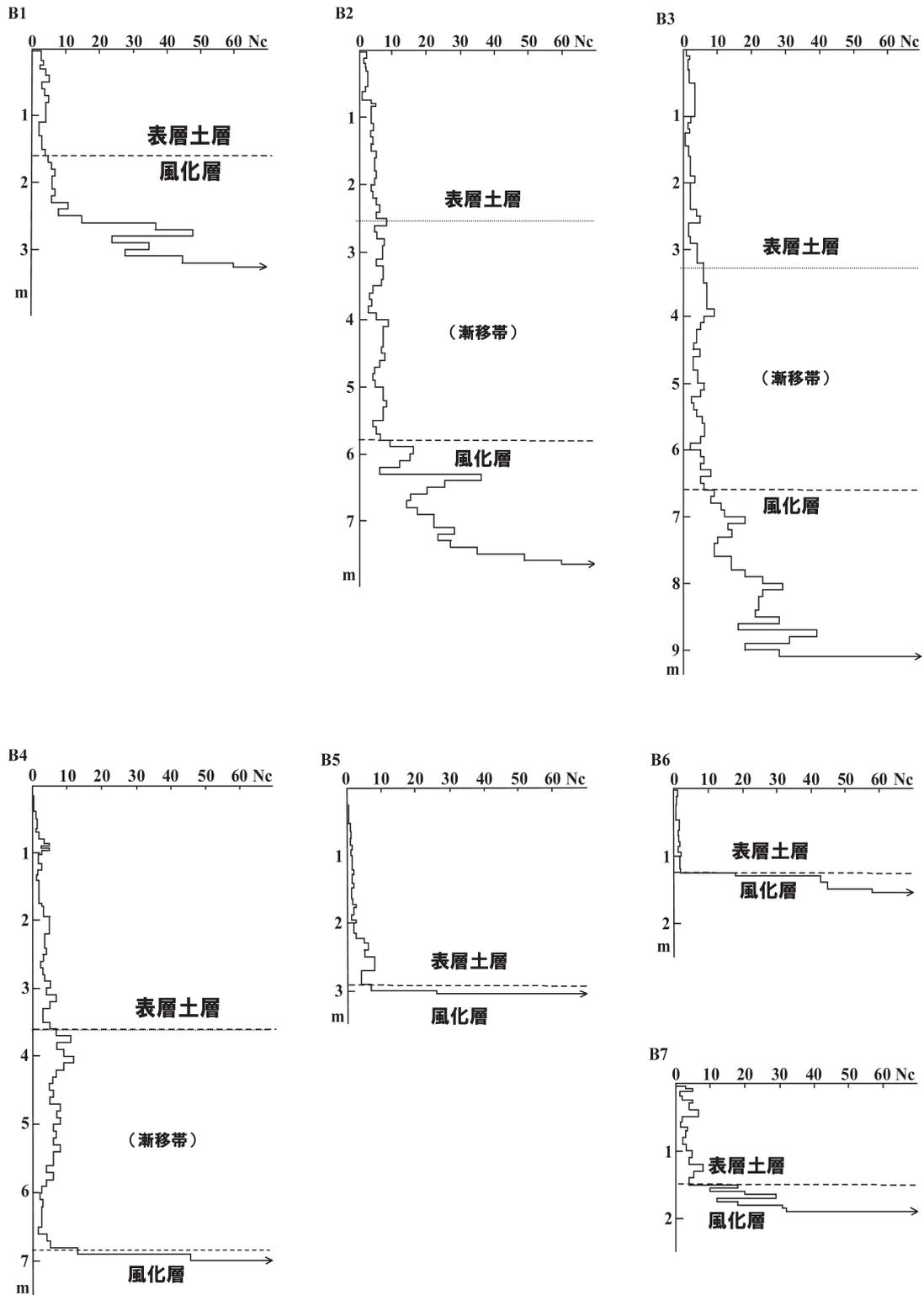


Fig. 9. 貫入抵抗値の斜面方向の変化 (b 断面)
Fluctuation of resistance values against penetration (Profile-b)

る A4 地点では表層土層・風化層ともに薄く、表層土層中の貫入抵抗値がばらつくことからレキの存在が予想される。さらに下方の麓部斜面に位置する A5 地点では、表層土層厚・風化層厚ともに 1 m 以上となり、表層土層の上部 1 m は $N_c=1$ 以下と非常に軟らかい。遷急線上方から落下したレキを含まない崩積土が堆積しているものと考えられる (Fig. 8)。

b 断面においては、頂部斜面に位置する B1 地点で表層土層・風化層ともに厚さ 1.6m であるが、水平距離でわずか 10m 離れた B2 地点 (上部谷壁斜面に位置) では表層土層が非常に厚く、深度 2.2m までは貫入抵抗値が $N_c=5$ を超えない土層が、それ以下深度 5.8m までは貫入抵抗値が断続的に $N_c=5$ を超過する土層が分布している。貫入抵抗値が $N_c=5$ を超えない土層はレキ含量の少ない表層土層と考えられるが、貫入抵抗値が断続的に $N_c=5$ を超過する土層は、レキを多く含む表層土層か、ぼろぼろに風化した部分が多い風化層か判断が難しいため、本報では漸移帯とした。さらに下方の B3, B4 地点 (ともに上部谷壁凹斜面に位置) でも B2 地点と同様な貫入抵抗値を示した (Fig. 9) が、B4 地点では表層土層の最下層の貫入抵抗値が非常に小さく、風化層がほとんど存在しないのが特徴である。遷急線より下方の B5 地点 (下部谷壁凹斜面に位置) では、B4 地点同様風化層がほとんど存在しないが、表層土層厚は 2.9m と B3, B4 地点の

半分以下となり、深度 2.3m までの貫入抵抗値が非常に小さい ($N_c=2$ 以下)。さらに下方の麓部斜面に位置する B6 地点では、表層土層厚が 1.2m と薄くなるが、B5 地点と同じく貫入抵抗値が $N_c=2$ 以下と小さく風化層も薄い。谷頭凹地に位置する B7 地点では、表層土層厚は B6 地点と大差ないが、貫入抵抗値が断続的に $N_c=5$ を超過しており、レキを多く含んでいると推察される (Fig. 9)。

c 断面においては全体的に土層が薄く、頂部斜面に位置する C1 地点では表層土層が 0.9m、風化層が 0.1m と、風化層が非常に薄いのが特徴である。表層土層の貫入抵抗値は深度 0.5m 付近を除いて非常に小さい。上部谷壁凸斜面に位置する C2, C3, C4 地点では、土層厚は 1.3 ~ 1.5m とほぼ等しいものの、斜面上部から下部に向かって表層土層が薄く、風化層が厚くなる傾向がみられる。表層土層の貫入抵抗値は C4 地点を除いて変動が大きく、レキ含量が高いものと推察される。下部谷壁斜面に位置する C5 地点では、表層土層・風化層ともに 0.2m 以下と非常に薄い。谷頭凹地に分布する C6 地点では、表層土層厚が 2.2m と比較的厚く、表層 1 m 付近までレキ含量が多い土壌が分布するものと思われる (Fig. 10)。

最後に d 断面においては、遷急線直上の痩せ尾根頂部斜面に位置する D1 地点で表層土層が 0.3m と非常に薄く、土層全体でも厚さは 1 m である。遷急線直下の谷頭斜面に位置する D2 地点では、表層土層が 2.8m と急

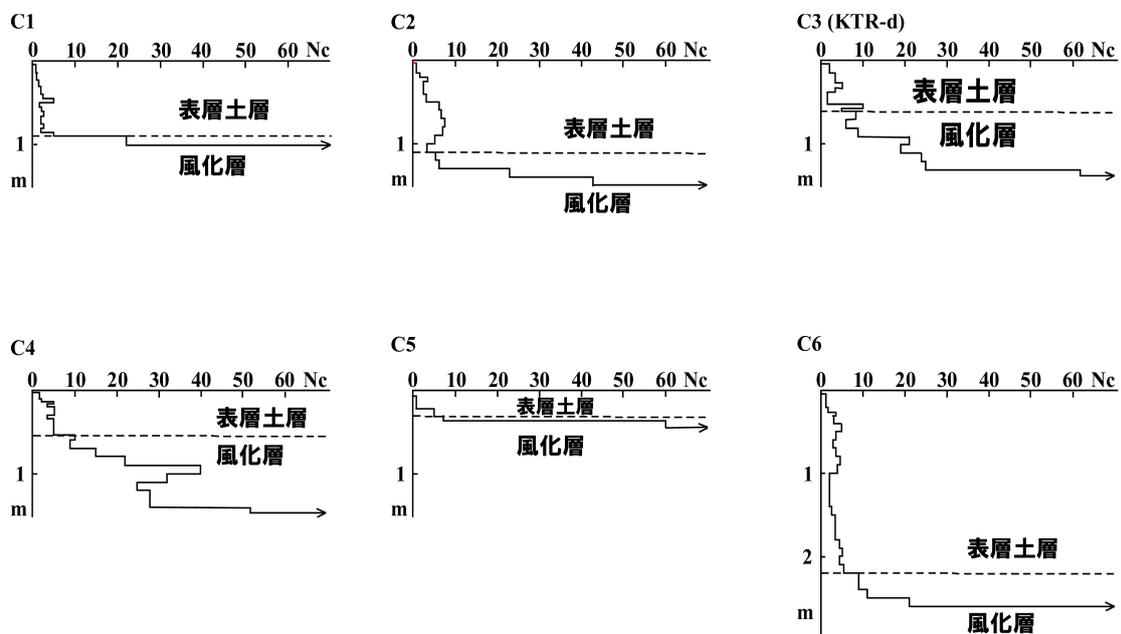


Fig. 10. 貫入抵抗値の斜面方向の変化 (c 断面)
Fluctuation of resistance values against penetration (Profile-c)

激に厚くなり、ばらつきがあるものの深度0～0.9mと2～2.8mで貫入抵抗値が小さい。水流のみられない谷頭凹地上部に位置するD3地点では、表層土層が厚く風化層が非常に薄い傾向はD2地点と同様であるが、表層土層の貫入抵抗値のばらつきはより大きく、特に深度1.5～1.9mではNc値が1以下と極端に小さい値を示す。この深度付近には、二次堆積のテフラの存在が予想される。水流のみられない谷頭凹地下部に位置するD4地点では、D3地点と比較して表層土層が1m厚く、風化層も1.5m厚い。表層土層の貫入抵抗値のばらつきが大

きく、レキ量が多いことが予想されるが、D3地点のような極端に小さい値は示さない (Fig. 11)。水流のみられる谷頭凹地上部に位置するD5地点では、表層土層がD3・D4地点と比較して薄く、代わりに風化層が2.2mと厚い。表層土層の下流側での薄さが水流の発生に寄与していると考えられる。さらに下流側のD6・D7地点では、表層土層が1.4～1.5mと更に薄くなり、風化層も0.5mと薄くなる。D6地点では深度0.8～1.1mの層位にレキの集積帯が認められる (Fig. 11)。

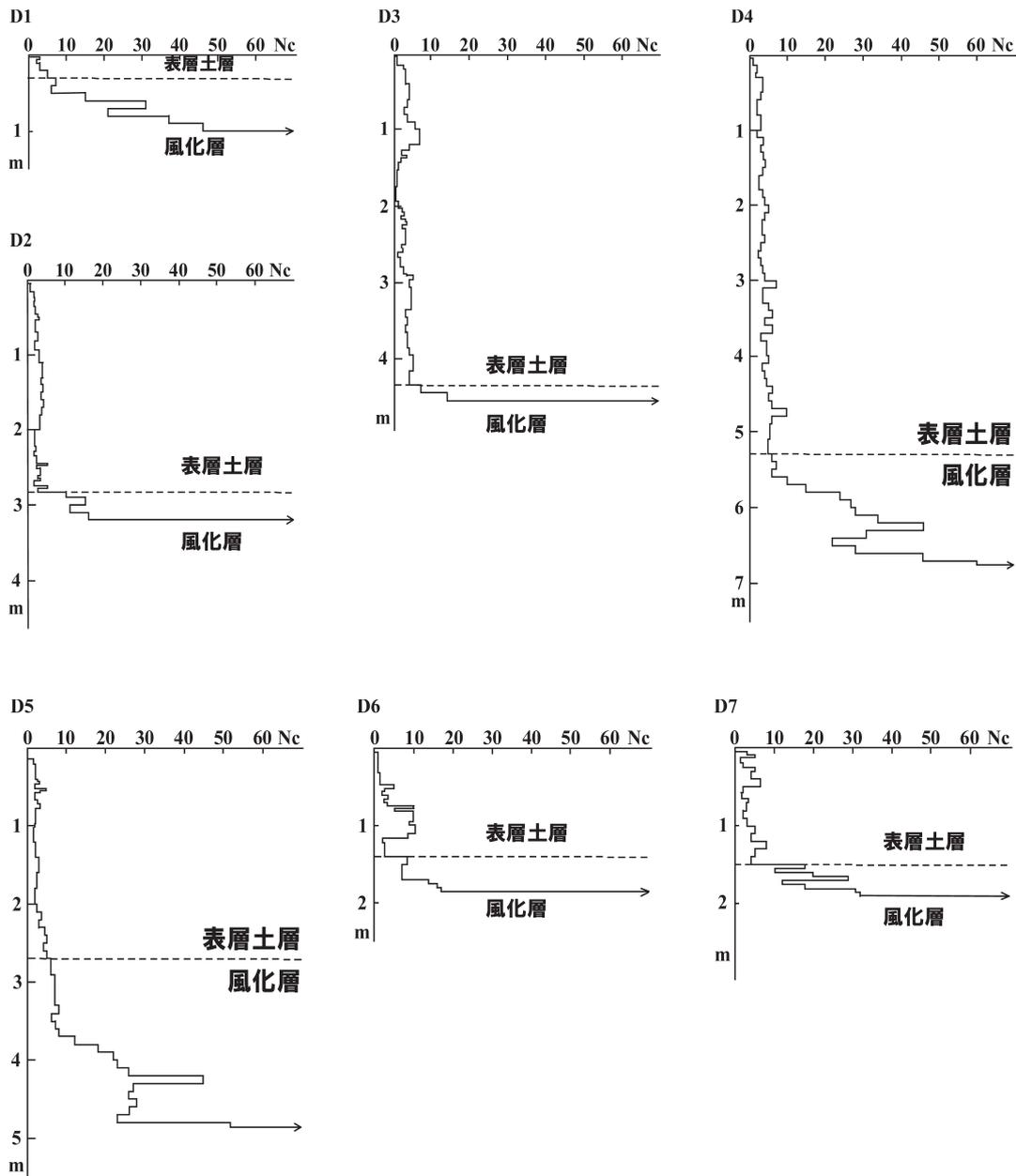


Fig. 11. 貫入抵抗値の斜面方向の変化 (d 断面)
Fluctuation of resistance values against penetration (Profile-d)

5.3 斜面の横断方向の微地形と土層厚分布の特徴

右岸側の広い尾根部で、縦断面 a と b にまたがるように等高線方向に上下 2 本の横断面 x, y を取り、土層厚分布の特徴を比較した (Fig. 6, Fig. 12)。斜面上部の横断面 x では、上部谷壁斜面と上部谷壁凹斜面の境界が不明瞭であり、表層土層厚は 4 ~ 5 m と変化が少なく、風化層厚は上部谷壁凹斜面の一部で厚い。これに対し斜面下部の横断面 y では、上部谷壁凹斜面の範囲が明瞭となり、表層土層厚が 5 ~ 6 m と上部谷壁斜面の 3 ~ 4 m を大きく上回る。表層土層および風化層の基底面は、上部谷壁凹斜面が上部谷壁斜面よりも最大で 4 m 低く、明瞭な谷地形を形成している。横断面 y 上で地表面、基底面ともに最も低い Y3 地点の貫入抵抗値は、深度 4.1 m までは

Nc 値が小さな値で安定しているが、それ以深は Nc 値が断続的に 5 を超え、石レキを多く含む谷埋め堆積物が主体になっていると考えられる。

以上のように、微地形と土層厚分布の対応関係を詳細に検討するとともに、簡易貫入試験による貫入抵抗値の深度方向への変化を追うことによって、表層土層と風化層の境界 (Nc=5) の認定以外に、土層中のレキ量の多寡の推定やテフラ層の分布、水流の発生する位置など、さまざまな情報を得られることがわかった。簡易貫入試験によって得られた、微地形単位別平均表層土層厚・風化層厚、ならびにレキ量の多寡・テフラの分布情報を Table 1 に示す。

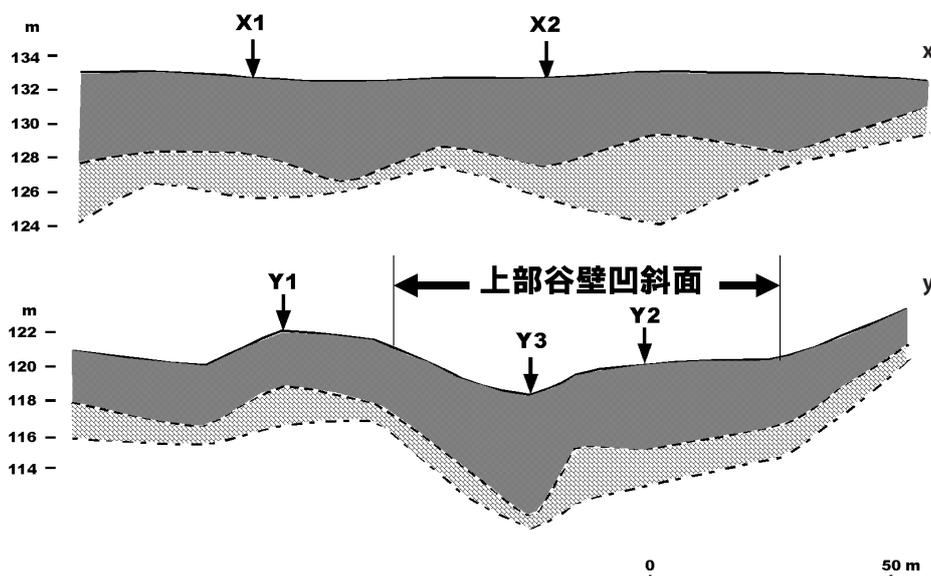


Fig. 12. 等高線方向土層厚分布横断面図 (x, y)
Cross sections of soil thickness along contour lines (x, y)

Table 1. 微地形単位別表層土層厚・風化層厚
Colluvium and saprolite thickness in each microtopographical unit

微地形単位	等高線方向横断形	平均土層厚 (m)	平均表層土層厚 (m)	平均風化層厚 (m)	レキ量 (表層)	テフラの分布
遷急線上部						
頂部斜面	平行~凸	1.93	1.19	0.70	-	+
痩せ尾根頂部斜面	凹~平行	1.81	0.87	0.90	+	-
上部谷壁斜面	平行~凸	4.86	3.23	1.57	-	+
上部谷壁凸斜面	凸	2.08	1.11	0.91	++	-
上部谷壁凹斜面	凹	6.78	4.69	2.01	-	+
遷急線下部						
谷頭斜面	凹	2.74	1.99	0.69	+	+
谷頭急斜面	凹	1.24	0.86	0.30	++	-
谷頭凹地	凹	2.93	2.30	0.59	++	+
下部谷壁斜面	平行~凸	2.16	1.09	1.02	+	-
下部谷壁凹斜面	凹	1.67	1.11	0.51	-	-
麓部斜面	平行~凸	0.97	0.65	0.27	-	+
小段丘面	平行	-	-	-	+	-
谷底面	凹	1.32	1.17	0.13	++	-

6. 土壌の物理的性質

6.1 一般物理性および透水性

Table 2 に 10 地点の土壌断面 (Fig.3: KTR-a ~ KTR-J) より採取した円筒試料より得られた一般物理性および透水性の測定結果を示す。一般物理性の測定項目は、容積重・全孔隙率・最大容水量・現場含水率・レキ量で、透水性は飽和透水係数 (ms^{-1}) で表示した。

容積重は、谷頭斜面に位置する KTR-g, KTR-h 地点を除き、A 層で $0.39 \sim 0.53 \text{Mgm}^{-3}$ と低い値を示した。B 層は上部谷壁斜面と上部谷壁凹斜面に位置する KTR-b, KTR-e, KTR-f 地点で $0.49 \sim 0.60 \text{Mgm}^{-3}$ と低い値を示すのに対し、上部谷壁凸斜面・谷頭斜面・谷頭凹地では $0.67 \sim 1.07 \text{Mgm}^{-3}$ と比較的高い値を示した。テフラを含む上部谷壁斜面に位置する KTR-e 地点の IC(V) 層と、麓部斜面に位置する KTR-J 地点の B₃(V) 層は、それぞれ直上の層位よりも容積重が小さかった。

容積重と逆比例関係にある全孔隙率は、谷頭斜面に位置する KTR-g, KTR-h 地点で全層にわたり $0.7 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ 以下の低い値を示し、上部谷壁凸斜面に位置する KTR-d 地点の B 層も $0.6 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ 以下の値を示した。これに対し、頂部斜面・上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面に位置する KTR-a, KTR-b, KTR-c, KTR-e, KTR-f 地点では、全層にわたり $0.7 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ 以上であった。最大容水量の値は、全孔隙率とほぼ同じ傾向であったが、上部谷壁凹斜面に位置する KTR-f 地点の HA-A₁ 層で全孔隙率よりも $0.16 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ 低い値を示した。HA-A₁ 層にみられた撥水性の影響であると思われる。

現場含水率は、全孔隙率によって上限 (最大容水量) が異なってくるため、絶対値による単純比較はできないが、全孔隙率が $0.8 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ を超える KTR-a 地点 (頂部斜面に位置) や KTR-f 地点 (上部谷壁凹斜面に位置) の最表層で、それぞれ $0.24 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$, $0.22 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ と低い値を示し、次表層と比較しても乾燥が進んでいた。これに対し、遷急線の下側の谷頭斜面・谷頭凹地・麓部斜面に位置する KTR-g, KTR-h, KTR-i, KTR-j 地点の最表層は $0.30 \sim 0.51 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ の値を示し、特に谷頭凹地に位置する KTR-i 地点では最表層の現場含水率が最も高かった。

レキ量は、遷急線の上下で明瞭な違いがみられた。遷急線の上側では、土壌の薄い上部谷壁凸斜面に位置する KTR-d 地点を除き、全層位にわたってレキがほとんど含まれていなかった。これに対し、遷急線の下側では、谷頭斜面・谷頭凹地に位置する KTR-g, KTR-h, KTR-i 地点でレキ量が多く、特に KTR-h 地点では全層位で 2 割以上の体積をレキが占めていた。

飽和透水係数は、上部谷壁斜面に位置する KTR-e 地点の IIA 層、谷頭斜面に位置する KTR-g 地点の B₄ 層、麓部斜面に位置する KTR-j 地点の A₁ 層で 10^5ms^{-1} オーダーである他は、 $10^3 \sim 10^4 \text{ms}^{-1}$ オーダーの値を示した。微地形や容積重・レキ含量の差異を問わず、透水性は比

較的良好であった。

このように、一般物理性には微地形単位ごとに明瞭な差異が認められ、遷急線上下の斜面のレキ量の違いが影響を及ぼしていると推察された。これに対し、飽和透水係数は微地形や一般土壌物理性の違いによらず、比較的大きい値を示した。

6.2 保水性 (土壌水分特性曲線)

Fig. 13 に土壌水分特性曲線を示す。横軸は体積含水率 θ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)、縦軸は水分張力 h (cmH_2O) である。グレーの網掛けの範囲は、土壌の保水性に寄与する狭義の有効孔隙率 (水分張力 $50 \sim 500 \text{cmH}_2\text{O}$ に相当; 大貫・吉永 1995) である。SI 単位に換算すると、 $50 \text{cmH}_2\text{O}$ は 4.91kPa 、 $500 \text{cmH}_2\text{O}$ は 49.15kPa に相当する。

土壌水分特性曲線を遷急線より上方のもの (KTR-a ~ KTR-f) と遷急線より下方のもの (KTR-g ~ KTR-j) に分けて概観すると、遷急線より下方の谷頭斜面に位置する KTR-h 地点の全層位にわたり、水分張力 $50 \sim 500 \text{cmH}_2\text{O}$ の範囲で曲線がほぼ直立している ($0.00 \sim 0.05 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$)。この傾向は同じく谷頭斜面に位置する KTR-g 地点にも当てはまり、全孔隙率が流域内で際だって低い (Table 2) 両地点では、有効孔隙率も非常に低いことが明らかになった。遷急線より下方に位置する残り 2 地点 (KTR-i, KTR-j) においても、B 層の有効孔隙率はともに $0.05 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ と低い値を示した。これに対して遷急線より上方に位置する 6 地点では、上部谷壁凸斜面に位置し全孔隙率が低い KTR-d 地点の B 層 ($0.03 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$) を除き有効孔隙率が比較的高く、特に頂部斜面に位置する KTR-a 地点では全層にわたって有効孔隙率が $0.10 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ 以上の高い値を示した。

以上、一般物理性・透水性・保水性の測定結果を微地形単位別にまとめたものを Table 3 に示す。

このように、流域内の土層厚および土壌物理特性の分布様式を微地形単位ごとに類型化することにより、土壌中の水や養分の移動予測、土砂移動危険度のゾーニング等に資することが可能である。本稿が桂試験地における更なる研究の発展に寄与できれば幸いである。

7. まとめ

桂試験地内での土層厚測定、土壌断面調査ならびに土壌物理性測定を行った結果、以下のことが明らかになった。

1) 遷急線より上方では右岸側の上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面や左岸側の上部谷壁斜面において 4 m を超える厚い表層土層が広い範囲に分布し、遷急線より下方では、谷頭凹地の上流側～谷頭斜面において 3 m を超える厚い表層土層が谷を埋める形で線状に分布している。これに対し、遷急線より上方に位置する左岸側の頂部斜面・上部谷壁凸斜面、遷急線下方に位置する谷頭急斜面・下部谷壁斜面・下部谷壁凹斜面においては、表層土層が

Table 2. 土壤の一般物理性および透水性
Physical properties and permeability of soils in the catchment

No.	土壌型 微地形単位	層位	容積重	全孔隙率	最大含水量	現場含水率	レキ量	飽和透水係数
No.	Soil type Microtopographical unit	Horizon	Bulk density Mgm ⁻³	Total porosity m ³ m ⁻³	M.M.H.C. m ³ m ⁻³	S.W.C. in situ m ³ m ⁻³	Gravel content m ³ m ⁻³	S.H.C. ms ⁻¹
KTR-a	B _B 頂部斜面	A	0.44	0.80	0.72	0.24	0.01	2.98 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.63	0.78	0.76	0.41	0.00	2.77 × 10 ⁻⁴
		B ₃	0.55	0.81	0.76	0.45	0.00	2.25 × 10 ⁻⁴
		B ₄	0.71	0.73	0.68	0.50	0.02	7.19 × 10 ⁻⁴
KTR-b	B _D (d) 上部谷壁斜面	A ₁	0.44	0.80	0.72	0.28	0.02	2.04 × 10 ⁻⁴
		B ₁	0.54	0.77	0.77	0.31	0.01	3.58 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.60	0.77	0.72	0.35	0.02	2.99 × 10 ⁻⁴
		B ₃	0.59	0.78	0.69	0.36	0.01	3.01 × 10 ⁻⁴
		B ₄	0.53	0.80	0.73	0.48	0.00	1.55 × 10 ⁻⁴
KTR-c	B _D (d) 上部谷壁斜面	A	0.53	0.81	0.79	0.33	0.01	4.65 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.66	0.75	0.74	0.36	0.03	1.49 × 10 ⁻⁴
		B ₃	0.54	0.76	0.72	0.39	0.02	1.64 × 10 ⁻⁴
		C	0.50	0.82	0.77	0.40	0.01	3.07 × 10 ⁻⁴
KTR-d	B _D (d) 上部谷壁凸斜面	A ₁ -A ₂	0.43	0.76	0.75	0.33	0.07	1.76 × 10 ⁻⁴
		B ₁	0.84	0.57	0.59	0.32	0.18	2.78 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.76	0.56	0.55	0.31	0.22	4.49 × 10 ⁻⁴
KTR-e	B _D (d) 上部谷壁斜面	IA ₁	0.39	0.82	0.78	0.29	0.00	1.16 × 10 ⁻³
		IA ₂	0.53	0.80	0.74	0.37	0.00	4.03 × 10 ⁻⁴
		IB ₁	0.49	0.82	0.76	0.39	0.00	3.51 × 10 ⁻⁴
		IB ₂	0.52	0.79	0.72	0.38	0.00	1.78 × 10 ⁻⁴
		IC(V)	0.43	0.84	0.78	0.51	0.00	1.40 × 10 ⁻⁴
		IIA	0.56	0.80	0.74	0.54	0.00	4.37 × 10 ⁻⁵
KTR-f	B _D 上部谷壁凹斜面	HA-A ₁	0.46	0.81	0.65	0.22	0.00	1.01 × 10 ⁻⁴
		A ₂	0.53	0.80	0.76	0.37	0.00	4.74 × 10 ⁻⁴
		B ₁	0.52	0.81	0.77	0.40	0.00	6.87 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.50	0.82	0.78	0.45	0.00	3.64 × 10 ⁻⁴
		B ₃	0.53	0.81	0.75	0.45	0.00	3.10 × 10 ⁻⁴
KTR-g	B _D 谷頭斜面	A	0.72	0.65	0.64	0.37	0.09	4.64 × 10 ⁻⁴
		B ₁	1.07	0.54	0.63	0.41	0.11	1.97 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.95	0.55	0.58	0.37	0.15	1.92 × 10 ⁻⁴
		B ₃	0.93	0.63	0.59	0.41	0.05	1.88 × 10 ⁻⁴
		B ₄	0.78	0.68	0.67	0.52	0.05	9.75 × 10 ⁻⁵
KTR-h	B _D 谷頭斜面	A	0.83	0.62	0.64	0.30	0.25	3.15 × 10 ⁻⁴
		B ₁	0.67	0.52	0.54	0.32	0.22	8.00 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.72	0.53	0.55	0.28	0.26	8.59 × 10 ⁻⁴
		BC	0.70	0.55	0.53	0.29	0.21	4.63 × 10 ⁻⁴
KTR-i	B _D 谷頭凹地	A ₁	0.38	0.75	0.75	0.51	0.02	1.15 × 10 ⁻⁴
		A ₂	0.62	0.66	0.66	0.44	0.13	4.79 × 10 ⁻⁴
		AB	0.77	0.57	0.57	0.39	0.19	2.92 × 10 ⁻⁴
		B ₁	0.72	0.60	0.56	0.37	0.18	2.16 × 10 ⁻⁴
		B ₂	0.74	0.63	0.59	0.39	0.13	2.99 × 10 ⁻⁴
KTR-j	B _D 麓部斜面	A ₁	0.49	0.78	0.76	0.41	0.03	4.86 × 10 ⁻⁵
		A ₂	0.59	0.75	0.74	0.41	0.03	4.96 × 10 ⁻⁴
		B ₁	0.74	0.72	0.70	0.44	0.02	2.66 × 10 ⁻⁴
		B ₃ (V)	0.69	0.74	0.71	0.51	0.01	2.42 × 10 ⁻⁴

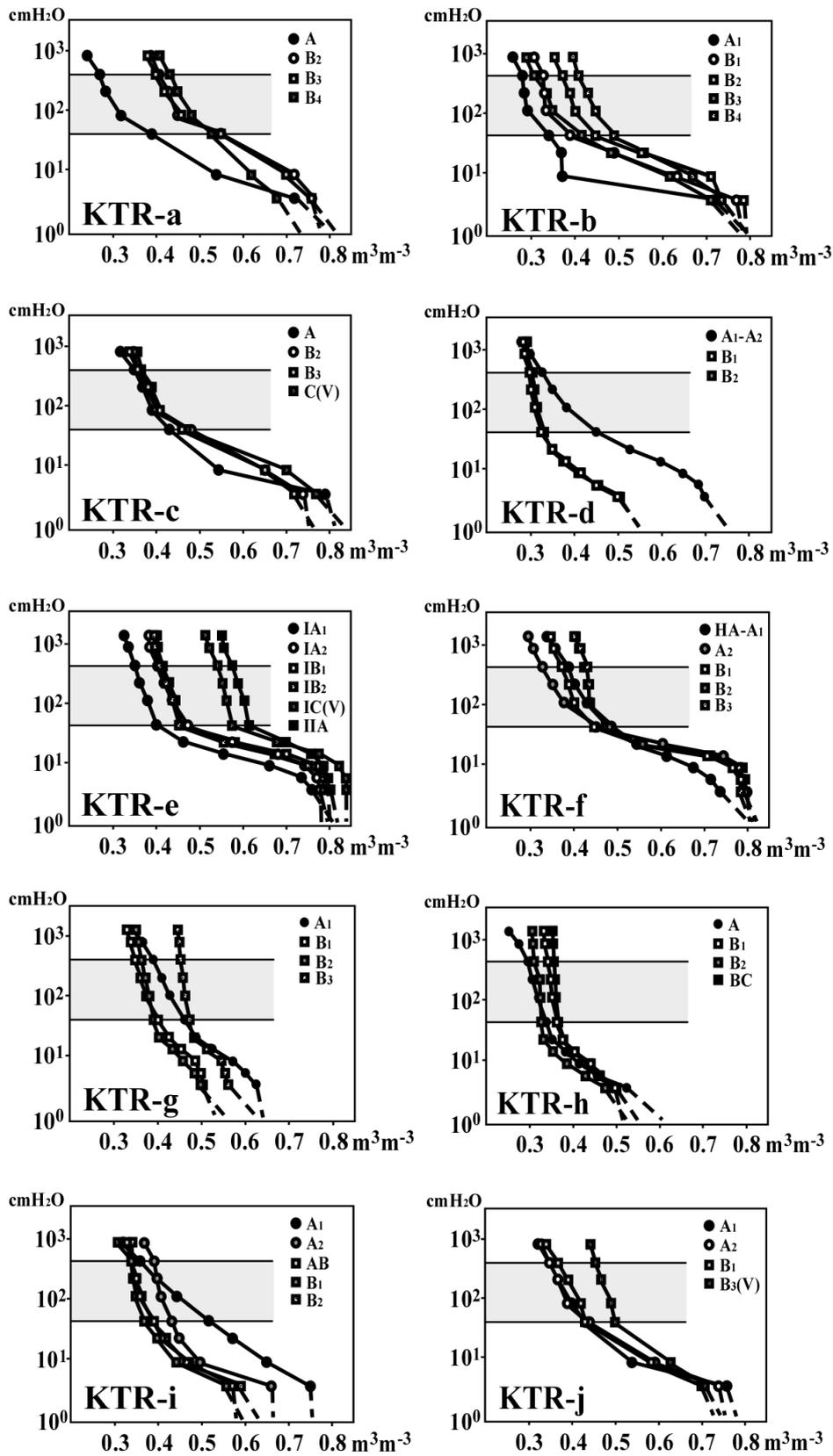


Fig. 13. 土壤水分特性曲線
Soil water retention curves of cylinder samples from each soil pit

Table 3. 微地形単位別土壌物理性
Soil physical properties in each microtopographical unit

微地形単位	層位	*容積重 Mgm ⁻³	*全孔隙率 m ³ m ⁻³	*最大容水量 m ³ m ⁻³	*現場含水率 m ³ m ⁻³	*レキ量 m ³ m ⁻³	*飽和透水係数 ms ⁻¹	*有効孔隙率 (θ_{50-500}) m ³ m ⁻³
遷急線上部								
頂部斜面	A	0.44	0.80	0.72	0.24	0.01	2.98×10^{-4}	0.12
	B	0.63	0.77	0.73	0.45	0.01	4.07×10^{-4}	0.13
上部谷壁斜面	A	0.47	0.81	0.76	0.32	0.01	5.58×10^{-4}	0.07
	B	0.54	0.79	0.74	0.41	0.01	2.58×10^{-4}	0.07
上部谷壁凸斜面	A	0.43	0.76	0.75	0.33	0.07	1.76×10^{-4}	0.12
	B	0.80	0.57	0.57	0.32	0.20	3.63×10^{-4}	0.03
上部谷壁凹斜面	A	0.50	0.81	0.71	0.30	0.00	2.88×10^{-4}	0.11
	B	0.52	0.81	0.77	0.43	0.00	4.54×10^{-4}	0.06
遷急線下部								
谷頭斜面	A	0.78	0.64	0.64	0.34	0.17	3.90×10^{-4}	0.07
	B	0.83	0.57	0.58	0.37	0.15	4.00×10^{-4}	0.02
谷頭凹地	A	0.50	0.71	0.71	0.48	0.08	2.97×10^{-4}	0.10
	B	0.73	0.62	0.58	0.38	0.16	2.58×10^{-4}	0.05
麓部斜面	A	0.54	0.77	0.75	0.41	0.03	2.72×10^{-4}	0.08
	B	0.72	0.73	0.71	0.48	0.02	2.54×10^{-4}	0.05

*の項目は各層位の平均値を示す

1 m以下の地点が広く分布している。

2) 遷急線より下方には厚さ1 m以下の風化層が広く分布しているが、谷頭凹地・谷頭斜面・下部谷壁斜面・下部谷壁凹斜面の一部で、2 mを超える比較的厚い風化層が断片的に分布する。遷急線より上方では、右岸側の上部谷壁斜面・上部谷壁凹斜面や左岸側の上部谷壁斜面で3~6 mの層厚を有する風化層が認められ、特に上部谷壁凹斜面では表層土層同様、緩い谷地形の中心線に沿って線状に厚い風化層が分布している。

3) 斜面方向の微地形と土層厚分布・貫入抵抗値の変化を等高線方向の横断形別に追うことにより、詳細な土層の堆積・侵食様式を一連の斜面微地形単位で推定することが可能である。

4) 土壌の一般物理性は遷急線の上方と下方で明瞭に異なる。すなわち、遷急線より上方では上部谷壁凸斜面を除き容積重が小さく、全孔隙率が高く、レキ量が非常に少ないのに対し、遷急線より下方では容積重が大きく、全孔隙率が低く、レキ量が比較的多い。保水機能に寄与する有効孔隙率は、遷急線より上方の頂部斜面で特に高い値を示すのに対し、遷急線より下方では低い値を示し、レキ量の大小が有効孔隙率に影響を及ぼしていると考えられる。土壌の浸透能に寄与すると考えられる飽和透水係数は、 $10^{-4} \sim 10^{-5} \text{ms}^{-1}$ オーダーの値を示し、微地形との明瞭な対応関係は認められなかった。

5) 流域内の遷急線を境にして、斜面の上方と下方では土層厚の分布様式や土壌物理性に明瞭な違いが認められ

た。流域内の土層厚および土壌物理特性の分布様式を微地形単位ごとに類型化することにより、土壌中の水や養分の移動予測、土砂移動危険度のゾーニング等に資することが可能である。

謝辞

本研究を進めるにあたり、関東森林管理局茨城森林管理署には試験地の使用許可をいただいた。立地環境研究領域および水土保全研究領域の諸氏には、測量・土層厚測定・土壌調査・室内分析・データ整理にご協力いただき、有益なご助言をいただいた。ここに記して御礼申し上げます。

引用文献

- 阿部俊夫・山野井克己・北村兼三・中井裕一郎・鈴木 覚・坂本知己・高橋正義 (2011) 定山溪森林理水試験地観測報告 (2002年1月~2007年12月). 森林総研研報, 10-2 (No. 419), 109-129.
- 相澤州平・酒井寿夫・阪田匡司・北村兼三・山野井克己・田中永晴 (2008) 定山溪森林理水試験地における降雨出水時の渓流水中の溶存イオン濃度の変化, 日本森林学会北海道支部論文集, 56, 177-179.
- 有光一登・荒木誠・宮川清・小林繁男・加藤正樹 (1995) 宝川森林理水試験地における土壌孔隙率をもとに

- した保水容量の推定—初沢小試験流域 1 号沢および 2 号沢の比較—. 森林立地, 37, 49-58.
- Asano, Y., Uchida, T. and Ohte, N. (2002) Residence time and flowpath dynamics at a forested headwater catchment, central Japan. *Journal of Hydrology*, 261, 173-192.
- 土じょう部 (1976) 林野土壌の分類 (1975), 林試研報, 280, 1-28.
- 土壌標準分析・測定法委員会 (1986) 土壌標準分析・測定法, 博友社, 354pp.
- 藤枝基久・志水俊夫 (1994) 宝川森林理水試験地観測報告—本流・初沢試験流域— (1978 年 1 月～1990 年 12 月). 森林総研研報, No. 368, 207-245.
- 後藤義明・玉井幸治・小南裕志・深山貴文 (2005) 竜の口山森林理水試験地観測報告 (1981 年 1 月～2000 年 12 月). 森林総研研報, 4(1) (No. 394), 87-133.
- 端山好和 (1986) 八溝山地. 日本の地質『関東地方』編集委員会編, 日本の地質 3 関東地方. 共立出版, 63-69.
- 細田育広・村上 亘・野口正二 (2009) 釜淵森林理水試験地観測報告—1・2・3 号沢試験流域— (2001 年 1 月～2005 年 12 月). 森林総研研報, 8(1) (No. 410), 51-70.
- 池田重人・相澤州平・岡本透 (1997) 山地小流域における水質変動—とくに融雪および降雨にともなう経時変化について—, 日本林学会論文集, 108, pp.272.
- 金子真司・服部重昭・後藤義明・玉井幸治 (2002) 竜の口山森林理水試験地の渓流水質. 水文・水資源学会誌, 15, 472-485.
- Katsuyama, M and Ohte, N. (2002) Determining the sources of stormflow from the fluorescence properties of dissolved organic carbon in a forested headwater catchment. *Journal of Hydrology*, 268, 192-202.
- 河田 弘・小島俊郎 (1976) 環境測定法 IV —森林土壌—, 共立出版, 189pp.
- 小杉賢一郎 (2007) 森林の水源涵養機能に土層と透水性基岩が果たす役割の評価, 水文・水資源学会誌, 20, 201-213.
- 町田 洋・新井房夫 (1992) 新編火山灰アトラス [日本列島とその周辺], 東京大学出版会, 336pp.
- 野口享太郎・平井敬三・高橋正通・相澤州平・伊藤優子・重永英年・長倉淳子・稲垣善之・金子真司・釣田竜也・吉永秀一郎 (2009) 北関東のスギ人工林における地上部炭素・窒素動態に対する間伐の影響. 森林総研研報, 8(4) (No. 413), 205-214.
- 野口正二・藤枝基久 (2007) 森林流域試験と今後のあり方. 森林総研研報, 6(2) (No. 403), 111-125.
- 大貫靖浩・吉永秀一郎 (1995) 筑波共同試験地理水流域における土壌の分布とその保水・流出特性にかかわる物理的特性. 森林総研研報, No. 369, 189-207.
- Ohnuki, Y., Yoshinaga, S. and Noguchi, S. (1999) Distribution and physical properties of colluvium and saprolite in unchanneled valleys in Tsukuba Experimental Basin, Japan. *Journal of Forest Research*, 4-3, 207-215.
- 清水 晃・宮縁育夫・清水貴範・小川泰浩・大丸裕武・佐藤 保・竹下 幸 (2008) 去川森林理水試験地観測報告 (1987 年 1 月～2000 年 12 月). 森林総研研報, 7(1) (No. 406), 13-65.
- 森林立地調査法編集委員会 (2010) 改訂版森林立地調査法—森の環境を測る—. 博友社, 284pp.
- 田村俊和 (1996) 微地形分類と地形発達—谷頭部斜面を中心に—. 恩田裕一・奥西一夫・飯田智之・辻村真貴編, 水文地形学—山地の水循環と地形変化の相互作用—. 古今書院, 177-189.
- 釣田竜也・吉永秀一郎・阿部俊夫 (2005) ポーラスプレート・テンションライシメータ法による土壌水の年移動量の測定. 土壌の物理性, 101, 51-56.
- 釣田竜也, 大貫靖浩, 清水貴範 (2009) 北部九州の森林小流域における窒素収支の年々変動. 九州森林研究, 62, 148-149.
- 釣田竜也, 大貫靖浩, 清水貴範 (2010) 北部九州の森林小流域における降雨イベント時の渓流水質の変動特性. 九州森林研究, 63, 121-123.
- Uchida, T., Asano, Y. and Ohte, N. (2003) Analysis of flowpath dynamics in a steep unchanneled hollow in the Tanakami Mountains of Japan. *Hydrological Processes*, 17, 417-430.
- 吉永秀一郎・稲垣善之・山田 毅・三浦 覚・清水 晃・清水貴範・小川泰浩・宮縁育夫 (2011) 去川森林理水試験地における流出水の水質. 森林総研研報, 10(3) (No. 420), 147-161.
- 吉永秀一郎・大貫靖浩 (1995) 簡易貫入試験による土層の物理性の推定. 新砂防, 48(3), 22-28.
- 吉永秀一郎・大貫靖浩 (1992) 山地の風化層が有する水保全機能の評価. 4 回水資源に関するシンポジウム前刷集, 661-666.

Distribution of soil thickness and soil physical properties in Katsura Headwater Catchment

Yasuhiro OHNUKI ^{1)*}, Shuichiro YOSHINAGA ²⁾, Tatsuya TSURITA ³⁾, Makoto ARAKI ⁴⁾,
Eriko ITO ⁵⁾, Koji SHICHI ¹⁾, Youjiro MATSUURA ⁶⁾, Kenji ONO ⁷⁾ and Toru OKAMOTO ²⁾

Abstract

At Katsura Headwater Catchment, we investigated the soil thickness and physical properties of volcanic ash soil that affect the movement of soil water and solute; and the storage of regional pollutant. With respect to colluvium thickness, the distribution was heterogeneous; thick colluvia over 3 m distributed along the axis of head hollows and head slopes, thicker colluvia over 4 m were confirmed at upper side-slope and upper side-hollow at right bank of the catchment. In contrast, at crest slopes and upper convex side-slope of the left bank and lower side-slopes of both banks, shallow colluvia less than 1 m were widely distributed. Regarding saprolite thickness, we confirmed shallow saprolite less than 1 m in wide area of the catchment. Only upper slope of the knickpoint of right bank: crest slope, upper side-slope and upper side-hollow, saprolites were thick. On the subject of soil physical properties, at upper slope of knickpoint: bulk density was low, total porosity was high, gravel content was quite low and effective porosity was high. In contrast, at lower slope of knickpoint: bulk density was high, total porosity was low, gravel content was rather high and effective porosity was low. Thus, gravel content of soil affected the value of effective porosity. The order of magnitude of saturated hydraulic conductivity that is responsible for soil water permeability ranges 10^{-4} - 10^{-5} ms⁻¹, we hardly confirmed the relation to microtopographical units and soil types.

Key words : soil thickness, physical properties, microtopographical unit, knick point, colluvium, saprolite

Received 9 December 2013, Accepted 20 March 2014

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

2) Kansai Research Center, FFPRI

3) Kyushu Research Center, FFPRI

4) Bureau of Climate Change, FFPRI

5) Hokkaido Research Center, FFPRI

6) Bureau of International, FFPRI

7) Tohoku Research Center, FFPRI

* Department of Forest Vegetation, FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan; e-mail: bchankan@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

アカゲラ *Dendrocopos major* の営巣木と巣の特徴 — 札幌市羊ヶ丘における 15 年間の記録 —

松岡 茂¹⁾、小高信彦^{2)*}、小高由紀子³⁾

要旨

札幌市豊平区羊ヶ丘の森林で 1995 年からの 15 年間に 301 例のアカゲラの営巣を観察した。営巣樹種は、落葉広葉樹が 23 種、針葉樹が 2 種であったが、シラカンバやエゾヤマザクラでの営巣が多かった。生木に営巣穴が掘られたのは、営巣例の 36.9%、枯れ木での営巣は 59.5%、生木の枯れた部分での営巣は 3.7% であった。営巣例の 48.2% は、幹が途中で折れた木での繁殖であった。営巣木と営巣穴の計測値は、今までの報告例とほとんど変わらないかその範囲内に収まるものであった。幹折れ木と幹折れしていない木での巣の高さに違いは認められなかった。カラマツで営巣した巣の高さは、広葉樹でのそれに比べて低かった。巣穴入口の開口方向の平均ベクトル角はほぼ北側を示したが、平均ベクトル長は、小さな値であり、開口方向のばらつきは大きかった。アライグマによると考えられる巣の破壊が始まった 2000 年の前後で営巣木や巣の計測値に変化は認められなかった。営巣木の胸高直径や巣穴部の直径は、2004 年の台風 (T0418) の後に増加した。

キーワード：アカゲラ、営巣穴、営巣木、営巣穴開口方向

1. はじめに

森林に生息する多様な鳥類のなかで、キツツキ類は自分で樹木に営巣穴を掘ることができる (一次樹洞営巣種) 特異な存在である。一方、森林には自分では穴を掘らないが樹洞を必要とする哺乳類や鳥類など (二次樹洞利用種) も生息している。キツツキ類の営巣穴は、二次樹洞利用種の営巣場所 (Martin and Eadie 1999, Kotaka and Matsuoka 2002)、ねぐら (村木・柳川 2006, Gentry and Vierling 2008) などとして利用される。二次樹洞利用種の繁殖の可否は、利用可能な樹洞の存否に依存する。このため、腐朽などによってできた樹洞が少ない場合には、キツツキ類の営巣穴が二次樹洞利用種にとってとくに重要な資源となる。キツツキ類の掘る営巣穴の大きさは、体の大きさと関係し、大型のキツツキ類の営巣穴には、リス類や樹洞に営巣するカモ類、フクロウ類などの比較的大きな二次樹洞利用種が入る (Bonar 2000)。また、これらの樹洞は、より小さな二次樹洞利用種も利用することができるので、キツツキ類の生息数に比べて二次樹洞利用種のそれはより多い (石城・松岡 1972 など)。キツツキ類は、その営巣穴を通して、森林に生息する多くの二次樹洞利用種の多様性維持に大きくかかわっていると考えられる。このため、キツツキ類は森林生態系におけるキーストーン種として位置づけられる (Steeger et

al. 1996)。

アカゲラ (*Dendrocopos major*) は、ユーラシア大陸温帯域のヨーロッパから極東まで広く分布する中型のキツツキで、日本では、かれらの営巣穴は、コムクドリ (*Agropsar philippensis*)、モモンガ (*Pteromys volans*) や、それより小さなシジュウカラ (*Parus minor*)、ハシブトガラ (*Poecile palustris*) などに利用される (Kotaka and Matsuoka 2002)。また、キツツキ類の中では生息密度も比較的高く、多様な森林タイプに出現し (Cramp and Simmons 2006)、さらに多くのつがいが毎年新しく営巣穴を掘り、その穴が数年にわたり掘られた時の形状を保つことがあるため、以前に掘られた営巣穴も林内に多く残っている。

著者らは、アカゲラの営巣穴を中心に、一次樹洞営巣種と二次樹洞利用種の間関係を調べ (Kotaka and Matsuoka 2002)、またアカゲラの営巣木の物理的特徴を明らかにしてきた (Matsuoka 2008, 2010)。本調査地で収集したデータの一部は、Matsuoka (2008, 2010) で使用されているが、この報告では全調査期間中に発見したアカゲラの営巣木と営巣穴について記載を行う。おもに営巣樹種と形態的特徴について記述し、あわせて計測値等の原データも載せ、将来のデータ利用に資することとした。

原稿受付：平成 26 年 3 月 27 日 原稿受理：平成 26 年 5 月 28 日

1) 元森林総合研究所北海道支所

2) 森林総合研究所九州支所

3) 元北海道大学大学院農学研究科

* 森林総合研究所九州支所 〒 860-0862 熊本県熊本市中央区黒髪 4-11-16

2. 調査地および方法

調査は、1995年から2009年まで、札幌市豊平区羊ヶ丘に所在する森林総合研究所北海道支所実験林、農業・食品産業技術総合研究機構北海道農業研究センターおよび動物衛生研究所北海道支所構内（合計敷地面積は約1,000 ha）の森林（樹林地率は約60%）で行った。調査地は、なだらかな丘陵地（標高60-260 m）にあり、落葉広葉樹を主体とする比較的連続した林とカラマツや落葉広葉樹からなる林、針葉樹の造林地、それに採草地や畑地がモザイク状に分布する。落葉広葉樹林のおもな構成樹種は、ミズナラ (*Quercus mongolica*)、イタヤカエデ (*Acer mono*)、シラカンバ (*Betula platyphylla*)、エゾヤマザクラ (*Prunus sargentii*) などである (Kotaka and Matsuoka 2002)。

アカゲラの巣の探索は、4月下旬から7月中旬までに行い、つがいの繁殖行動、造巣行動、抱卵・育雛行動と育雛期の雛の鳴き声により巣場所の特定を行った。樹洞内観察ツール (松岡 2003) により巣内に卵や雛を観察した場合および親鳥の抱卵・育雛行動や雛の鳴き声を観察した場合は、営巣と認定し、これらを営巣穴、営巣木として扱った。アカゲラは営巣穴を掘る時にでる木くずを入口から排出するので、穴が新しく掘られたものかどうかの判定は、営巣木周辺地上の木くずの状態により決定した。

営巣木と営巣穴入口下端までの高さの計測は、メジャー、レーザー距離計あるいはこれらと目測を併用して行った。胸高直径はメジャーによる周囲長の計測から計算で求め、巣穴部の径は、直接計測できる場合は胸高直径と同様に、またそれが不可能の場合は、平均巣穴入口径と比較して目測で行った。営巣穴入口部の樹木の傾きは、一部クリノメータを使用し1度単位で計測したが、ほとんどの例では目測により5度単位で推定した。垂直の場合を0とし、入口が下向きの場合は正值を、上を向いている場合は負値を与えた。営巣穴の計測は、ノギスとメジャーなどにより行った (詳細は、Matsuoka 2008 参照)。営巣穴の計測部位を Fig. 1 に示す。また、巣穴入口の開口方向（北を0度とし、時計方向に359度まで計測）は、コンパス内蔵型の単眼鏡により1度単位で磁気方位を求めた。

データの解析にあたり、古巣の再利用営巣については、それぞれ1回の営巣と計数し、独立した計測データとして扱った。方位データの処理は、Zar (1999) によった。方位データの集中度合いを示す平均ベクタ長 (r) は、0-1 の値をとり、1に近いほど集中を示す。方向の均一性については、Rayleigh's s_z 検定により判定した。

鳥類の学名は Ornithological Society of Japan (2012) に、植物の学名は高畑ら (2000) に、また哺乳類の学名は Ohdachi et al. (2009) に従った。

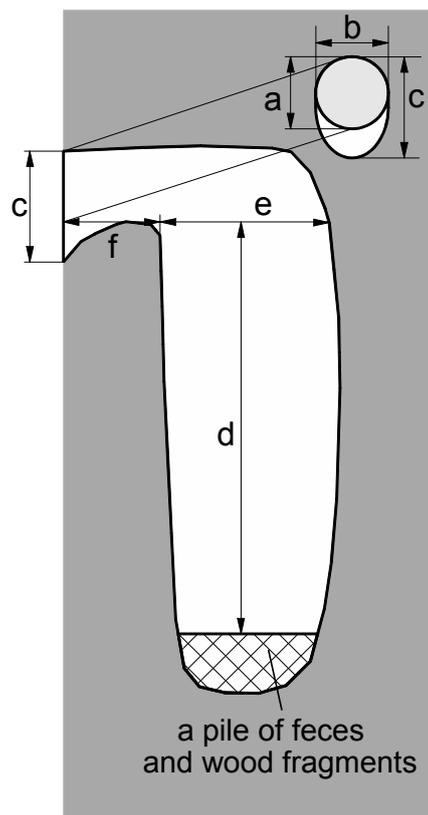


Fig. 1. 営巣穴の測定部位。a: 入口の垂直径, b: 入口の水平径, c: 開口部の垂直径, d: 営巣穴の深さ, e: 営巣穴の径, f: 入口部の壁厚。

Illustration of the approach used to obtain linear measurements of a nest cavity. a: the vertical diameter of the entrance hole, b: the horizontal diameter of the entrance hole, c: the vertical diameter at the opening, d: the depth of the nest cavity, e: the diameter of the nest cavity, f: wall thickness.

3. 結果と考察

調査期間中に301例のアカゲラの営巣を観察した。以下に述べる古巣の再利用や1本の木での複数回営巣があるため、観察した営巣木は275本であった。古巣の再利用については、その巣を最初に確認したときに古巣を利用した営巣と判断されたのが6例あった。最初の営巣確認では新しい穴を掘ったが、最初の繁殖も含めその穴を2回利用したのが4例、3回利用したのが3例であった。古巣利用は合計16例で、全営巣例の5.3%を占めた。古巣利用では、連続して繁殖する場合と間隔をあけて利用する場合があり、最長で4年間利用されなかった巣穴が5年後に再利用された例がある。アカゲラの古巣の再利用状況は、地域個体群によって大きく異なる。再利用率は、営巣例の3.8-70%で変異に富むが、多くの報告では10-30%であり (Cramp and Simmons 2006)、新たに穴を掘る割合がより高い。これらの報告例に比べて、羊ヶ丘でのアカゲラ営巣穴の再利用率 (5.3%) は低い部類に属するといえる。

さらに、同じ営巣木の異なる位置に複数の営巣穴が掘られたのが13本の営巣木で観察された。2巣掘られたのが10本、3巣が3本で、全営巣木(275本)に占める割合は、4.7%であった。翌年の繁殖期に別の穴が掘られる場合もあったが、2巣掘られた木では最長6年後に2回目の穴が掘られ、3巣掘られた木では、1本は3年連続して新たな穴が掘られたが、他は4、5年後に、もう1本は6、8年後に穴が掘られた。

全営巣木の計測値をAppendix 1に、営巣穴の計測値をAppendix 2に示した。これらの計測値から営巣木、営巣穴の特徴を以下に記す。

3-1. 営巣木の特徴

1) 樹種および木の状態：アカゲラは、種名まで確認できただけで25種(16科)を営巣木として利用した(Table 1)。このうち広葉樹は23種、針葉樹は2種であった。営巣木としては、とくにシラカンバ(72例、全営巣木の23.9%)とエゾヤマザクラ(62例、同20.6%)が多く利用され、これにカラマツ(*Larix leptolepis*) (同8.3%)やウダイカンバ(*Betula maximowicziana*) (同6.6%)が続いた。枯死木での営巣は179例(同59.5%)、生木の

枯死部分での営巣は11例(同3.7%)、生木での営巣は111例(同36.9%)であった(Table 1)。また、幹折れ木での営巣は145例(同48.2%)であった(Table 1)。枯死木での営巣例中、幹折れ木での営巣は140例(179例中78.2%)であり、アカゲラが枯死木を利用した場合、幹折れ木の割合が高いと言える。また、枯死木に営巣した中で、営巣穴の入口部分に樹皮が残っていない例は34例(同19.0%)であり、枯死木を利用するにしても、樹皮がある部分に巣穴の入り口を掘る傾向が認められた。

アカゲラは、落葉広葉樹林から、混交林、針葉樹林にまで生息することが知られており、多様な樹種が営巣木として記録され、また生木にも枯死木にも営巣することが知られている(Cramp and Simmons 2006)。本調査地でも、落葉広葉樹林やカラマツ造林地での繁殖が確認され、多様な樹種に営巣し、また生木にも枯れ木にも営巣しており、今までの報告例と矛盾しない。アカゲラの営巣木は、辺材部分が硬く、巣のたて穴となる部分が心材腐朽菌などに侵されて柔らかくなっているという特徴を持つ(Matsuoka 2008)。こうした物理的特徴を示す木であれば、樹種や生枯にかかわらず巣穴を掘るため、多様な樹種が営巣木として利用されるものと考えられる。

Table 1. アカゲラ営巣木の樹種構成
Species composition of nest trees of Great Spotted Woodpeckers

科名 Family name	種名 Species name	巣数 n* Number of nests	樹種割合 % Percent of species (n/Total)	幹折れ木巣数 S Number of nests excavated on broken-top tree (S/n %)
カエデ科 Aceraceae	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	15 (1, 13, 1)	5.0	8 (53.3)
	カエデ類 <i>Acer</i> sp.	1 (0, 1, 0)	0.3	1 (100)
ウコギ科 Araliaceae	コシアブラ <i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	7 (6, 1, 0)	2.3	0 (0)
	ハリギリ <i>Kalopanax pictus</i>	5 (1, 4, 0)	1.7	4 (80.0)
カバノキ科 Betulaceae	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	14 (5, 9, 0)	4.7	10 (71.4)
	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	20 (1, 18, 1)	6.6	14 (70.0)
	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	72 (21, 51, 0)	23.9	40 (55.6)
	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	5 (1, 4, 0)	1.7	4 (80.0)
カツラ科 Cercidiphyllaceae	カツラ <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	1 (1, 0, 0)	0.3	0 (0)
ミズキ科 Cornaceae	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	3 (0, 2, 1)	1.0	2 (66.7)
ブナ科 Fagaceae	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i>	6 (3, 3, 0)	2.0	2 (33.3)
クルミ科 Juglandaceae	オニグルミ <i>Juglans ailanthifolia</i>	5 (3, 1, 1)	1.7	1 (20.0)
マメ科 Fabaceae	イヌエンジュ <i>Maackia amurensis</i>	2 (2, 0, 0)	0.7	0 (0)
クワ科 Moraceae	ヤマグワ <i>Morus bombycis</i>	2 (2, 0, 0)	0.7	0 (0)
モクセイ科 Oleaceae	ヤチダモ <i>Fraxinus mandshurica</i>	1 (0, 1, 0)	0.3	1 (100)
	ハシドイ <i>Syringa reticulata</i>	1 (1, 0, 0)	0.3	0 (0)
バラ科 Rosaceae	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	62 (26, 35, 1)	20.6	27 (43.5)
	アズキナシ <i>Sorbus alnifolia</i>	5 (4, 1, 0)	1.7	2 (40.0)
ミカン科 Rutaceae	キハダ <i>Phellodendron amurense</i>	1 (1, 0, 0)	0.3	0 (0)
ヤナギ科 Salicaceae	ドロノキ <i>Populus maximowiczii</i>	3 (0, 3, 0)	1.0	3 (100)
	ヤナギ類 <i>Salix</i> spp.	17 (7, 9, 1)	5.6	9 (52.9)
シナノキ科 Tiliaceae	シナノキ <i>Tilia japonica</i>	4 (1, 2, 1)	1.3	1 (25.0)
	オオバボダイジュ <i>Tilia maximowicziana</i>	1 (0, 1, 0)	0.3	0 (0)
	シナノキ類 <i>Tilia</i> spp.	6 (0, 4, 2)	2.0	4 (66.7)
ニレ科 Ulmaceae	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i>	3 (2, 1, 0)	1.0	1 (33.3)
	オヒョウニレ <i>Ulmus laciniata</i>	1 (0, 0, 1)	0.3	0 (0)
マツ科 Pinaceae	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	9 (1, 8, 0)	3.0	8 (88.9)
	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	25 (20, 4, 1)	8.3	0 (0)
	不明 unidentified	4 (1, 3, 0)	1.3	3 (75.0)
合計 Total		301 (111, 179, 11)		145 (48.2)

*: カッコ内数字は、それぞれ生木、枯木、生木の枯部での営巣数
Figures in parenthesis show the numbers of nest excavated on live, dead, and dead part of live trees, respectively.

2) 計測値：営巣木の樹高、胸高直径の分布を Fig. 2 に示した。樹高の中央値は 11.0 m、範囲は 1.3-23.0 m、胸高直径の中央値は 29.0 cm、範囲は 15.9-67.0 cm であった。報告されているアカゲラの営巣木の樹高は 1.7-30.0 m、胸高直径は 15.0-181.0 cm (Cramp and Simmons 2006) で、変異に富んでいる。本報告の営巣木樹高の最小値(1.3 m)は、いままでの報告の中では最小であったが、他の計測値は今までの報告の範囲に収まっている。営巣例の半数近くを占める幹折れ木の樹高は、幹折れしていない木に比べてもちろん低い(中央値は、幹折れ木 7.0 m、幹折れしていない木 16.0 m、Mann-Whitney U 検定、 $p < 0.01$)が、両者の胸高直径に有意差は認められなかった(中央値は、それぞれ 28.3 cm、29.2 cm、Mann-Whitney U 検定、 $p = 0.13$)。営巣木の樹高、胸高直径の計測値の最大値は、アカゲラの生息環境に存在する樹木のサイズに依存し、最小値はアカゲラが営巣のために必要とする営巣穴のサイズと関係すると考えられる。

営巣穴入口部での木の傾きは、-5 度から 40 度まで分布したが、垂直(0 度)の場合が 139 例(全営巣例の約 46.2%)、正値が 156 例(同 51.8%)であり、負値を示したのはわずか 6 例(同 2.0%)であった。平均ベクタの角度は 5.2 度、ベクタ長は 0.99、木の傾きの均一性をみる Rayleigh's z 検定は、統計学的に有意($p < 0.01$)であった。集中度合いの指数であるベクタ長も 1 に近く、木の傾きが平均ベクタ角度周辺に強く集中していることを示している。アカゲラが巣穴を掘る場合は、垂直な木か、傾いた木の下側に入口を設けることが多いといえる。

3-2. 営巣穴の特徴

1) 営巣穴の位置：営巣穴入口下端までの高さや巣穴部径の分布を Fig. 2 に示した。それぞれの中央値、範囲は、3.8 m、0.8-16.0 m、24.0 cm、15.9-55.0 cm であった。報告されているアカゲラの営巣穴入口までの高さや巣穴部径の範囲は、それぞれ 0.3-30.0 m、11.0-142.0 cm (Cramp and Simmons 2006) で、今回の計測値はこの範囲に収まっている。

上述のように営巣例の約半分が幹折れ木で行われているが、幹折れ木と幹折れしていない木での営巣穴の高さ(Fig. 3、中央値はそれぞれ 3.6 m、4.0 m)には差が認められなかった(Mann-Whitney U 検定、 $p = 0.52$)。営巣木の高さに対する営巣穴の高さの割合をそれぞれの中央値で計算すると、幹折れ木では約 51%、幹折れしていない木では約 25% であった。

カラマツでは、根株腐朽がみられ、心材腐朽が根元から上方に向かって進行してゆく(山根ら 1990)。カラマツで営巣を行うアカゲラも、辺材が硬く心材が柔らかい木に穴を掘っていて(Matsuoka 2008)、根株腐朽病に罹っている木を営巣木として利用していると考えられる。一方で、広葉樹では、枝折れ部分等から入った腐朽菌による心材腐朽もみられる(Conner et al. 1976)。カラマツと広葉樹での営巣木と営巣高さを比較してみると(Fig. 4)、カラマツでは、幹折れ木での営巣は少なく、営巣木の高さの中央値は 17.0 m と広葉樹(中央値 10.4 m)に比べて高かった(Mann-Whitney U 検定、 $p < 0.01$)。しかし、営巣穴の高さでは逆に広葉樹(中央値 4.0 m)よりもカ

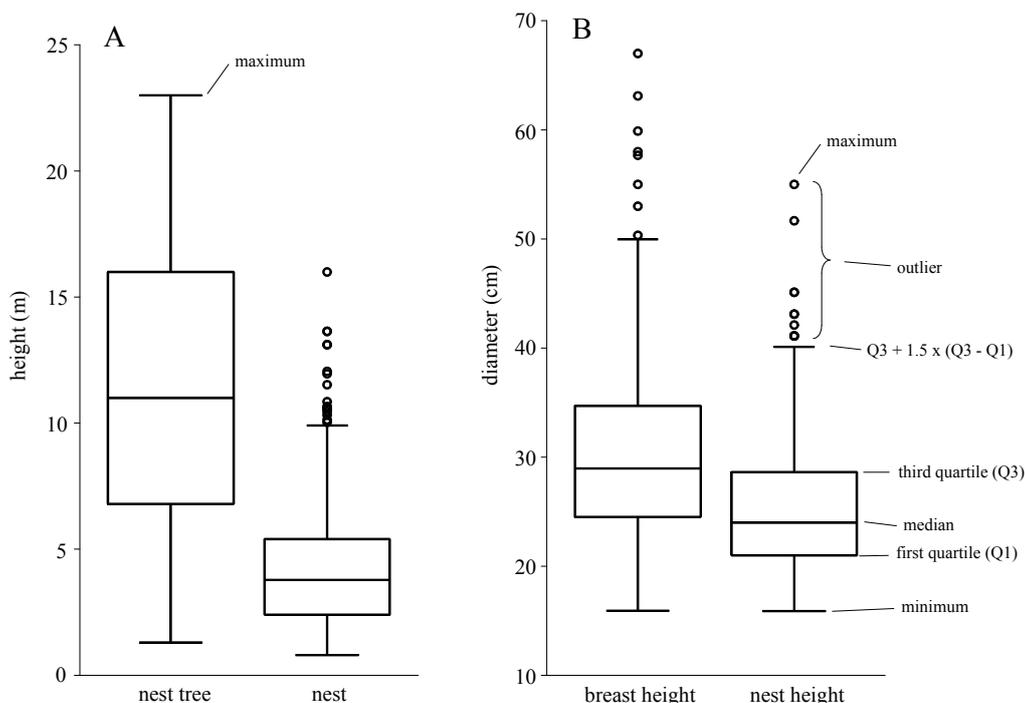


Fig. 2. 営巣木の樹高、営巣高さ (A) および営巣木の胸高直径、営巣穴部の直径 (B) の分布。
Distributions of the heights of nest trees and nest holes (A), and the diameters at breast and at nest heights (B).

ラマツ（中央値 2.6 m）で低くなっている（Mann-Whitney U 検定、 $p < 0.01$ ）。この結果は、カラマツの根株腐朽病による心材腐朽の進行から予想される営巣に適した場所の分布と一致する。

2) 営巣穴計測値：営巣穴は、幹表面から水平方向に掘り進んで、その後垂直方向に縦穴を掘ってできる空間である（Fig. 1）。営巣穴の計測値を Fig. 5 に示した。これらの値は、今までの報告の範囲に収まるものであった（Cramp and Simmons 2006）。水平方向の穴のもっとも狭い部分は、ほぼ円形で直径の中央値は約 43 mm であった。この部分は、つがいの体の大きさに依存していると考えられるが、アカゲラの巣穴に入る行動からみて、余裕がある大きさにはなっていない。ヨーロッパでは背中にテレメトリ発信機を装着したアカゲラがそのままでは巣穴に入らず、入口を広げて繁殖を継続したという報告があり（Rolstad et al. 1995）、体の大きさに合わせて入口の径を調整している。また、アカゲラは、営巣穴入口の下端から水平方向の穴に向かって斜め上に掘って入口を広げるため（Fig. 1 参照）、入口の形は正面から見ると縦長の楕円形に見える（開口部長径は、Fig. 1 の c で、中央値は約 65 mm）。日本に生息する同属のオオアカゲラ（*D. leucotos*）やコゲラ（*D. kizuki*）の営巣穴の入口には、このような特徴はほとんど見られない。入口の細工については、幹を伝わって流れる雨水の浸入を軽減することや、巣穴への出入りを円滑に行うなどの機能が考えられる。ただ、他のキツツキ類でもこのような細工で同様の機能が得られると考えられるので、アカゲラでとくにこの行動が発達した理由は不明である。

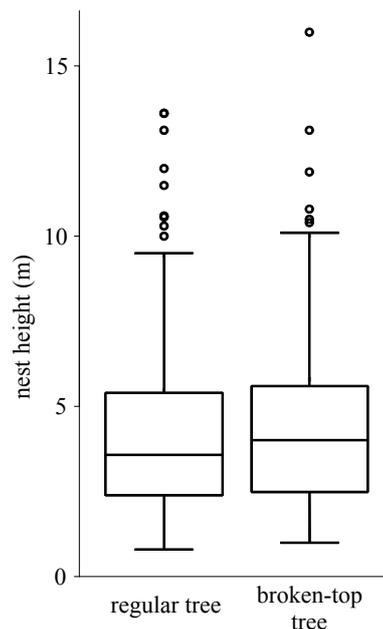


Fig. 3. 幹折れていない木と幹折れ木の巣穴高の分布。箱ひげ図の記法は Fig. 2 と同。Distributions of the heights of nests excavated in trees without (regular trees) and with stem broken off (stumps). Symbols on the box and whisker plots are the same as in the Fig. 2.

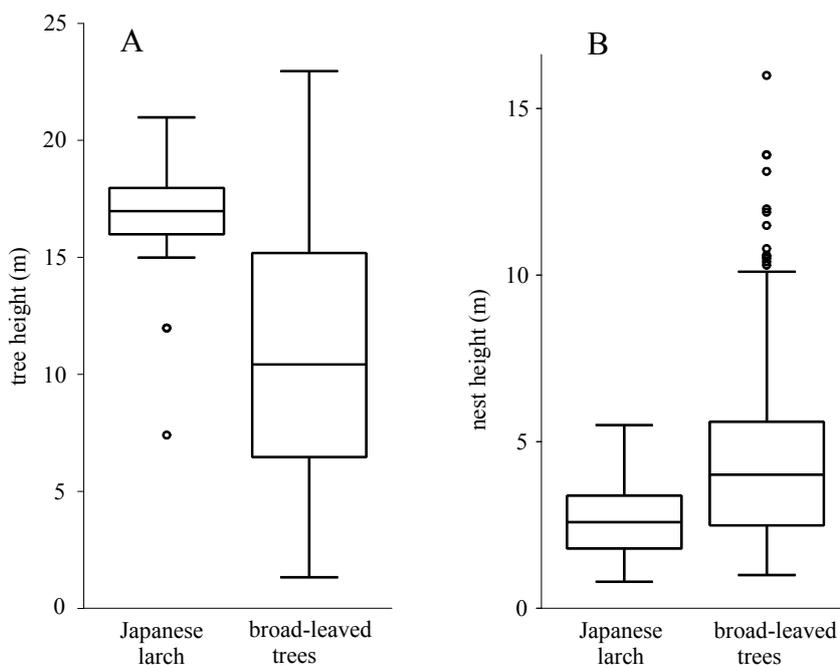


Fig. 4. カラマツと落葉広葉樹に区分した、営巣木の高さ(A)と巣穴高の分布(B)。箱ひげ図の記法は Fig. 2 と同。Distributions of the heights of nest trees and nests in larches (*Larix leptolepis*) and deciduous broad-leaved trees. Symbols on the box and whisker plots are the same as in the Fig. 2.

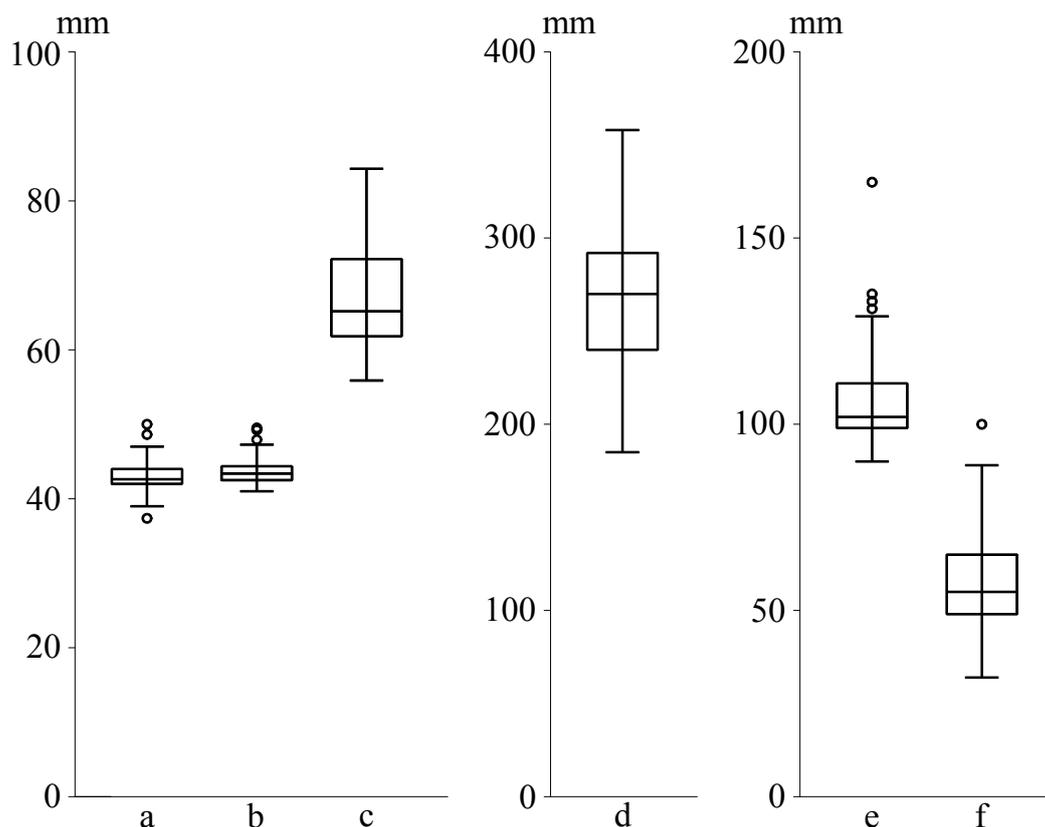


Fig. 5. 営巣穴の測定値の分布。a-f は、Fig. 1 の測定部位と対応する。箱ひげ図の記法は Fig. 2 と同。
Distributions of the dimensions on nest hole measurements. Symbols (a-f) correspond to those of Fig. 1.
Symbols on the box and whisker plots are the same as in the Fig. 2.

3) 開口方向：営巣穴の開口方向の分布を Fig. 6 に示した。ほぼ全方位にわたり開口がみられる。開口方向の平均ベクタの角度は約 3.5 度でほぼ北を指し、ベクタ長は約 0.18 であった。開口方向の均一性をみる Rayleigh's z 検定では、統計学的有意性が認められ ($p < 0.01$)、開口方向に偏りが認められた。開口方向に明らかな方向性を認める研究例があるが、研究地域による変異が大きく、全体として特定の方向に開口する傾向は認められない (Cramp and Simmons 2006)。

キツキ類の営巣穴の開口方向は、本報告の結果と同様に、傾いた木であれば傾いた下側に穴を掘ることが多い。Conner (1975, 1977) は、木の傾きが開口方向を決定するもっとも重要な要因としており、下側に掘ることにより捕食者の接近を困難にし、また雨水の浸入を防ぐとしている。開口方向が、木の傾きという要因に大きく支配されているとはいえ、キツキ類に関する多くの報告は開口方向が特定の方向に偏っていることを示していて、その原因として営巣穴内部の環境に影響する太陽光、風などの物理的要因、腐朽や樹皮の状態などの生物的要因を挙げている (Lawrence 1967, Inouye 1976 など)。

今回の結果も他の多くの報告と同様、開口方向に偏りがあることを示している。ただ、集中程度の指数である

ベクタ長の値 (0.18) は小さく、Fig. 6 にみるように開口方向データのばらつきが大きいことは明らかである。開口方向を説明する要因がいくつか挙げられているが、著者らはこの調査地では開口方向は特定の方向に集中していることはないと考えており、開口方向の偏りに関する要因には言及しない。

3-3. 調査期間中のイベントと営巣木・営巣穴

1) 時間経過：調査期間中の営巣木利用状況の変化をみるために、調査期間を 5 年ごとに区分し (1995-1999、2000-2004、2005-2009)、営巣部の生枯 (枯死木、生木の枯死部分、生木) の比率の変化をみたが統計学的な有意差は認められなかった (拡張された Fisher の正確確率検定、 $p = 0.12$)。同様に営巣木の形態 (幹折木、幹折れでない木) についても、有意差は認められなかった (同、 $p = 0.82$)。また、営巣木、巣穴の高さ、胸高直径、営巣穴位置の直径について、同様に時間経過に伴う変化をみたが、いずれも有意差は認められなかった (Kruskal-Wallis 検定、それぞれ $p = 0.91$ 、 0.23 、 0.053 、 0.11)。

2) アライグマによる捕食：羊ヶ丘では、1996 年に外来種であるアライグマ (*Procyon lotor*) が初めて観察され、繁殖も確認されている。原産地の北アメリカでは、アラ

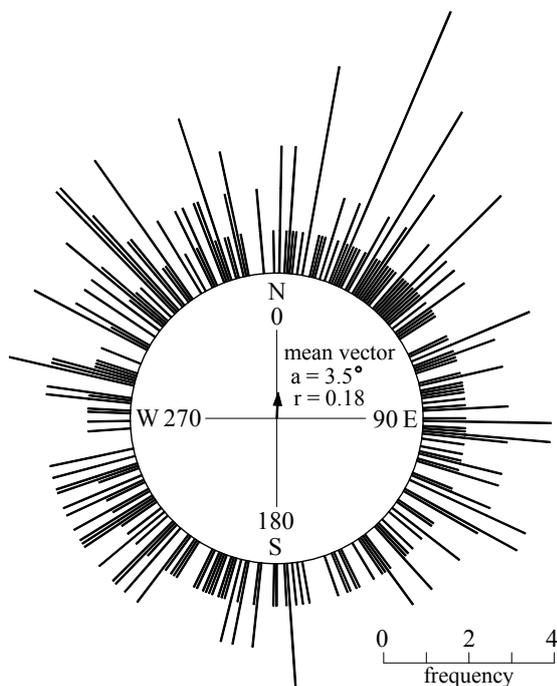


Fig. 6. 営巣穴開口方向の分布。矢印は、平均ベクタの角度 (a) と長さ (r)。
Circular distribution of the compass orientation of nest hole entrances. Arrow indicates the angle (a) and length (r) of the mean vector.

イグマはキツツキ類の営巣木をかじって穴をあけ、中にいるキツツキ類を捕食することが知られており (Kilham 1971)、羊ヶ丘では 2000 年にアライグマによると考えられるアカゲラの営巣穴の破壊と捕食が観察され、調査期間中に 8 例が観察された。営巣穴の破壊は、入口部分がかじられて穴が大きくなる場合と、入口以外の後壁や横壁に穴があげられる場合があり、このような破壊事例は北米のものと同様であった (Kilham 1971)。アライグマによると考えられる捕食がみられた営巣木と巣穴の高さ、胸高直径、そして営巣穴位置の直径は、捕食がみられなかった営巣木のそれらの計測値と有意差は認められなかった (Mann-Whitney U 検定、それぞれ $p = 0.19$ 、 0.90 、 0.61 、 0.53)。また、アライグマによると考えられる捕食がみられた営巣木はすべて枯木であったが、捕食がみられなかった営巣木の状態 (生枯) とは有意差は認められなかった (拡張された Fisher の正確確率検定、 $p = 0.11$)。ハシボソキツツキ (*Colaptes auratus*) では、哺乳類捕食者に対しては、巣の高さが捕食を減らす要因の一つとされている (Ryan and Wiebe 2006)。アライグマによると考えられる捕食が出現した 2000 年を境とし、それ以前と (1995-1999)、以後の期間をさらに 2 つに区分 (2000-2004、2005-2009) したアカゲラの巣の高さの変化

は、前項の計測値の時期的変化とまったく同じであり、高さの変化は認められなかった (中央値では、それぞれ 3.7、3.6、4.6 m)。アライグマによると考えられる捕食例では、巣穴の高さの中央値は 3.3 m であったが、もっとも高い巣穴は 13.1 m であった。この高さは、全営巣例中の 4 番目の高さであり、羊ヶ丘ではきわめて高いところに掘られた穴ということが出来る。Kilham (1971) も高さ 10 m にあった巣がアライグマに破壊された例を報告している。このような高い営巣穴も被害を受けることから、巣穴の高さを増すことは、アライグマの捕食に対する対抗手段としては弱いと考えることも出来る。入口にアライグマによると考えられる噛み跡がついていても、入口径の拡大がみられない巣では、アカゲラの繁殖成功に至る場合があるため、辺材部分の硬さが捕食の成否と関係している可能性がある。アライグマの侵入からの時間経過が短いため、アカゲラの繁殖行動に影響がどうかは今後の経過をみる必要がある。

3) 台風：2004 年 9 月に北海道の西岸沖を北東に進んだ台風 200418 号による強風で、大きな農林業被害がおきた。札幌では最大瞬間風速 50.2 m/s を記録し、調査地でもアカゲラの古巣があった営巣木の 20% 以上が折れたり倒れたりし (Matsuoka 2006)、また多くの風倒木が発生した。アカゲラの営巣木では、幹折れした木より生木への影響が大きく、台風の影響は偏ったものであった。一般の風倒木でも同様の偏りがみられるならば、アカゲラの営巣可能木にも影響があると考えられる。そこで、台風の前 (2004 年まで) と、2005 年以降) でアカゲラの営巣木に変化があったかどうかを検討した。幹折れ木での営巣や木の状態 (生木、枯木、生木の枯れ部) の割合については、有意差は認められなかった (それぞれ、Fisher の正確確率検定、 $p = 0.95$ 、拡張された Fisher の正確確率検定、 $p = 0.21$)。また、樹高や巣穴高では、有意差が認められなかったが (Mann-Whitney U 検定、それぞれ $p = 0.93$ 、 0.09)、胸高直径と巣穴直径では有意差が認められた (同、 $p = 0.02$ 、 0.04)。胸高直径の中央値は、2004 年を境に、それぞれ 28.0、31.8 cm、巣穴部の径は、24.0、25.0 cm と太い方向へ変化した。これは台風によってより細い営巣可能木が減少した結果とも考えることができる。ただ、この台風の被害を受けた美唄地区の防風林では胸高直径が大きくなるほど被害率が高かったという逆の方向を示す報告もある (対馬ら 2004)。調査地での風倒木の胸高直径別被害割合についての情報はなく、今回の太い方向への変化がなにに起因するかは明らかではない。

謝辞

本文を校閲いただいた匿名の査読者に感謝する。

引用文献

- Bonar, R.L. (2000) Availability of pileated woodpecker cavities and use by other species, *Journal of Wildlife Management*, 64, 52-59.
- Conner, R.N. (1975) Orientation of entrances to woodpecker nest cavities, *Auk*, 92, 371-372.
- Conner, R.N. (1977) The effect of tree hardness on woodpecker nest entrance orientation, *Auk*, 94, 369-370.
- Conner, R.N., Miller, O.K.Jr and Adkisson, C.S. (1976) Woodpecker dependence on trees infected by fungal heart rot, *Wilson Bulletin*, 88, 575-581.
- Cramp, S. and Simmons, K.E.L. (2006) BWPi: Birds of the Western Palearctic interactive, Version 2.0 (DVD-ROM), BirdGuides Ltd.
- Gentry, D.J. and Vierling, K.T. (2008) Reuse of woodpecker cavities in the breeding and non-breeding seasons in old burn habitats in the Black Hills, South Dakota, *American Midland Naturalist*, 160, 413-429.
- Inouye, D.W. (1976) Nonrandom orientation of entrance holes to woodpecker nests in aspen trees, *Condor*, 78, 101-102.
- 石城謙吉・松岡 茂 (1972) 北海道大学苫小牧地方演習林の鳥類相 その1、広葉樹天然林と針葉樹人工林における夏季の種構成と生息密度、北海道大学農学部演習林研究報告、29, 43-54.
- Kilham, L. (1971) Reproductive behavior of yellow-bellied sapsuckers I. Preference for nesting in *Fomes*-infected aspens and nest hole interrelations with flying squirrels, raccoons, and other animals, *Wilson Bulletin*, 83, 159-171.
- 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, *Ornithological Science*, 1, 117-122.
- Lawrence, L.D.E. K. (1967) A comparative life-history study of four species of woodpeckers, *Ornithological Monograph*, 5, 1-156.
- Martin, K. and Eadie, J.M. (1999) Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds, *Forest Ecology and Management*, 115, 243-257.
- 松岡 茂 (2003) 樹洞内観察記録装置の開発－生物多様性の保全をめざして－, 森林総合研究所北海道支所研究レポート, No. 71, 1-6.
- Matsuoka, S. (2006) Wind damage to nest trees of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* by a tropical cyclone, *Ornithological Science*, 5, 217-220.
- Matsuoka, S. (2008) Wood hardness in nest trees of the great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*), *Ornithological Science*, 7, 59-66.
- Matsuoka, S. (2010) Great spotted woodpeckers *Dendrocopos major* detect variation in wood hardness before excavating nest holes, *Ornithological Science*, 9, 67-74.
- 村木尚子・柳川 久 (2006) 帯広市における鳥獣類による樹洞利用の季節変化, *樹木医学研究*, 10, 69-71.
- Ohdachi, S.D., Ishibashi, Y., Iwasa, M.A. and Saitoh, T. (eds.) (2009) The wild mammals of Japan, Shoukadoh, 544pp.
- Ornithological Society of Japan (2012) Check-list of Japanese birds, OSJ, 438pp.
- Rolstad, J. Rolstad, E. and Stokke, P.K. (1995) Feeding habitat and nest-site selection of breeding great spotted woodpeckers *Dendrocopos major*, *Ornis Fennica*, 7, 62-71.
- Ryan, J.F. and Wiebe, K.L. (2006) Nest site attributes and temporal patterns of northern flicker nest loss: effects of predation and competition, *Oecologia*, 147, 744-753.
- Steeger, C., Machmer, M. and Walters, E. (1996) Ecology and management of woodpeckers and wildlife trees in British Columbia, Fraser River Action Plan pamphlet, Environment Canada, 23 pp.
- 高畑 滋・小川恭男・三枝俊哉・高橋 俊 (2000) 羊ヶ丘植物誌－1999年補足－, 北海道農業試験場研究資料, No. 59, 1-59.
- 対馬俊之・菅野正人・寺澤和彦・木幡靖夫・阿部友幸・佐藤 創・三岡 修・原 秀穂・浅井達弘 (2004) 2004年台風18号被害に関する調査速報, 光珠内季報, No.137, 1-12.
- 山根玄一・薄井五郎・北川善一 (1990) 北海道におけるカラマツ人工林の立木腐朽, 北海道林業試験場研究報告, No.28, 64-74.
- Zar, J.H. (1999) Biostatistical analysis, 4th ed., Prentice Hall, 929 pp.

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴

Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest						
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	巢穴高 height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)	開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old nest (o)	再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)
1995-01	コシアブラ	15.4	25.6	0	1	21	1	3.0	26.6	250	n	
1995-02	トドマツ	7.2	41.7	1	d		0	2.1	39.2	79	n	
1995-03	シラカシ	17.3	39.2	0	1	11	1	3.4	31.0	240	n	
1995-04	シラカシ	13.8	32.2	0	1	19	1	2.2	30.8	23	n	
1995-05	オニグルミ	13.3	33.5	0	1	33	1	2.1	39.9	174	n	
1995-06	オニグルミ	2.8	26.1	1	d	13	0	1.7	23.6	201	n	
1995-07	エゾヤマザクラ	12.5	21.8	0	1	4	1	4.4	19.5	334	n	
1995-08	ミズナラ	15.5	23.7	0	1	5	1	5.0	25.0	258	n	
1995-09	エゾヤマザクラ	7.0	20.9	1	d	7	1	4.3	18.9	244	n	
1995-10	シラカシ	8.7	44.4	1	d	9	1	4.1	32.0	283	n	
1995-11	ケヤマハンノキ	7.5	26.6	1	d	21	1	1.4	26.5	194	n	
1995-12	シラカシ	18.3	25.6	0	1	0	1	8.3	21.0	312	n	
1995-13	アズキナシ	5.2	20.4	1	1	2	1	3.8	19.1	143	n	
1995-14	エゾヤマザクラ	12.1	24.2	1	d	5	1	1.8	25.2	235	n	
1996-01	ハリギリ	17.0	50.3	0	1	0	1	12.0	28.0	130	n	
1996-02	カラマツ	12.0	26.7	0	1	0	1	2.1	25.1	80	n	
1996-03	トドマツ	7.0	39.8	1	d	0	1	6.0	38.0	95	n	
1996-04	シラカシ	14.0	41.4	0	d	10	1	5.2	19.0	10	n	
1996-05	シナノキ	5.5	32.1	1	d	10	0	2.4	24.0	245	n	
1996-06	エゾヤマザクラ	16.0	28.0	0	1	0	1	3.1	27.0	70	n	
1996-07	ドロノキ	8.0	28.3	1	d	0	0	6.5	23.0	50	n	
1996-08	カラマツ	18.0	27.4	0	1	0	1	1.8	27.4	35	n	
1996-09	ハリギリ	6.5	25.1	1	d	15	0	4.4	20.0	65	n	
1996-10	シラカシ	6.5	24.2	1	d	0	1	3.7	24.0	50	n	
1996-11	コシアブラ	19.0	37.2	0	d	5	0	8.0	22.0	300	n	
1996-12	シラカシ	18.0	22.3	0	1	0	1	10.0	18.5	10	n	
1996-13	エゾヤマザクラ	3.6	21.0	1	d	0	1	1.2	21.0	205	n	
1996-14	シラカシ	4.0	24.8	1	d	0	1	3.2	23.0	120	n	
1996-15	シラカシ	10.0	27.1	1	d	5	1	8.0	24.0	340	n	
1996-16	イタヤカエデ	10.0	29.0	0	1	0	1	1.4	29.0	70	n	
1996-17	シラカシ	16.0	26.1	0	1	0	1	2.0	21.6	10	n	

1) Id: 生木の枯死部に造巢 nest excavated in the dead part of a live tree.
 2) 垂直線からの角度, 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
 3) 北を0度とし, 時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest				再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)		
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 ¹⁾ live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	巢穴高 height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)		開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old (o) nest
1997-01	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	18.0	27.4	0	l	0	1	1.8	27.4	35	o	n 1996-08
1997-02	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	18.0	27.4	0	l	5	1	2.6	23.6	28	n	
1997-03	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	14.0	29.1	0	d	0	1	2.2	28.6	342	n	
1997-04	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	9.5	54.9	1	d	0	0	4.1	51.6	138	n	
1997-05	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	12.5	28.5	0	l	0	1	1.7	28.5	334	n	
1997-06	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	16.0	32.5	0	l	0	1	2.0	31.4	90	n	
1997-07	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	5.5	35.7	1	d	0	1	2.4	34.4	348	n	
1997-08	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	17.0	37.9	0	l	5	1	1.3	37.9	258	n	
1997-09	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	17.0	24.2	0	l	0	1	4.1	22.0	32	o	
1997-10	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	9.3	24.5	1	d	0	1	6.3	21.0	304	n	
1997-11	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	14.0	25.0	0	d	10	1	7.0	21.0	342	n	
1997-12	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	10.6	26.1	1	d	10	1	3.6	22.0	144	n	
1997-13	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	9.3	33.0	1	d	0	1	3.3	29.0	23	n	
1997-14	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	15.0	37.2	0	l	0	1	2.6	35.0	94	n	
1997-15	キハダ <i>Phellodendron amurense</i>	16.0	29.3	0	l	0	1	4.7	23.0	252	o	
1997-16	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i>	8.0	25.0	1	d	20	0	4.3	22.0	284	n	
1997-17	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	15.0	27.1	0	l	0	1	5.2	21.0	22	n	
1997-18	ドロノキ <i>Populus maximowiczii</i>	14.0	25.5	1	d	0	1	3.9	22.0	342	o	
1997-19	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	17.0	30.2	0	l	10	1	4.5	20.0	144	n	
1997-20	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	20.0	38.0	0	l	0	1	10.6	24.0	225	n	
1997-21	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	19.0	45.2	0	l	-5	1	6.4	38.0	24	o	
1997-22	ハシドイ <i>Syringa reticulata</i>	13.0	18.9	0	l	15	1	1.5	19.7	348	o	
1997-23	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	11.0	38.5	1	l	0	1	6.5	28.0	138	n	
1997-24	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	6.0	19.1	0	l	5	1	1.2	19.1	247	n	
1997-25	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	8.3	28.3	1	d	0	1	6.8	24.0	310	n	
1997-26	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	5.5	34.1	1	d	0	1	4.9	30.0	324	n	
1998-01	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	18.0	27.4	0	l	0	1	1.8	27.4	35	o	n 1996-08, 1997-01
1998-02	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	1.3	41.1	0	l	5	1	2.5	28.0	181	n	
1998-03	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	7.5	38.5	1	d	0	1	6.5	34.0	41	n	
1998-04	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	17.0	40.1	0	l	0	1	2.5	38.0	278	n	
1998-05	コシアブラ <i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	12.0	24.5	0	l	15	1	5.0	20.0	325	n	
1998-06	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	9.1	28.0	1	d	5	1	8.0	20.0	29	n	
1998-08	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	6.0	22.9	1	d	0	1	3.3	21.0	45	n	
1998-09	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	17.0	27.4	0	l	0	1	2.7	22.0	329	n	
1998-10	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	3.7	26.4	1	d	0	1	3.3	22.0	317	n	
1998-11	ヤマザクラ <i>Morus bombycis</i>	6.0	27.4	0	l	5	1	1.6	27.1	236	n	
1998-12	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	3.6	28.3	1	d	5	1	2.9	21.0	69	n	
1998-13	イヌエンジュ <i>Maaackia amurensis</i>	16.0	25.5	0	l	0	1	1.8	25.0	230	n	
1998-14	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	7.0	17.5	0	ld	0	1	2.4	19.0	95	n	
1998-16	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	11.0	33.4	0	l	10	1	5.5	25.0	176	n	
1998-17	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	8.0	20.7	1	d	0	1	6.9	19.0	355	n	
1998-18	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.0	20.4	0	l	0	1	4.7	21.0	45	n	

1) ld: 生木の枯死部に造巣 nest excavated in the dead part of a live tree.
2) 垂直線からの角度, 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
3) 北を0度とし, 時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest						
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	巢高 height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)	開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old (o) nest	再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)
1999-01	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	19.0	33.7	0	d	0	1	3.4	29.0	176	n	
1999-02	ヤマザクラ <i>Morus bombycis</i>	6.0	27.4	0	l	5	1	1.6	27.1	236	o	n 1998-11
1999-03	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	2.7	22.0	1	d	35	1	2.4	20.0	1	n	
1999-05	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	6.0	22.9	1	d	0	1	3.6	20.0	342	n	t 1998-08
1999-06	オオハボダイジュ <i>Tilia maximowicziana</i>	20.0	38.0	0	d	5	1	8.5	30.0	93	n	
1999-07	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	18.0	23.0	0	l	10	1	2.6	22.0	145	n	
1999-08	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	8.8	49.0	1	d	10	1	8.1	21.0	161	n	
1999-09	シナノキ類 <i>Tilia</i> sp.	6.0	35.3	1	d	10	1	3.8	20.0	149	n	
1999-10	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	17.0	31.5	0	d	10	1	10.3	20.0	137	n	
1999-11	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	6.8	35.7	1	d	5	1	6.2	25.0	44	n	
1999-12	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	7.1	21.0	1	d	5	1	5.2	19.0	177	n	
1999-13	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	18.0	35.0	0	d	5	1	3.1	27.0	25	n	
1999-14	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	17.0	26.4	0	l	10	1	3.8	25.0	283	n	
1999-15	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	6.1	34.4	1	d	5	1	4.6	31.0	276	n	
1999-16	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	6.5	31.2	1	d	0	1	4.5	27.0	155	n	
1999-17	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	15.0	34.0	0	l	5	1	2.6	33.0	67	n	
1999-18	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	10.4	34.4	1	d	10	1	3.4	27.0	96	n	
1999-19	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	13.0	27.0	1	d	10	1	7.0	21.0	1	n	
1999-20	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	9.0	22.3	1	d	0	1	4.7	20.0	230	n	
2000-01	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	3.0	15.9	1	d	15	1	1.7	15.9	104	n	
2000-02	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	18.0	25.5	0	l	10	1	8.7	21.0	26	n	
2000-03	トトマツ <i>Abies sachalinensis</i>	3.3	34.7	1	d	0	1	2.3	30.0	349	n	
2000-04	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	12.2	25.5	1	d	5	1	10.1	20.0	48	n	
2000-05	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	13.0	18.8	1	d	5	1	1.7	18.8	316	n	
2000-06	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	5.5	27.0	1	d	5	1	4.0	22.0	311	n	
2000-07	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	9.4	22.6	1	d	0	1	2.9	21.0	285	n	t 1999-19
2000-08	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	19.0	28.3	0	d	35	1	4.0	24.8	232	n	
2000-09	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	4.3	26.7	1	d	30	1	4.9	21.0	316	n	
2000-10	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	6.0	22.9	1	d	0	1	2.3	21.0	64	n	
2000-11	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	15.0	29.0	0	l	5	1	1.4	23.0	3	n	t 1998-08, 1999-05
2000-12	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	13.0	37.2	0	l	0	1	1.6	29.0	21	n	
2000-13	イヌエンジュ <i>Maackia amurensis</i>	17.0	23.0	0	l	0	1	4.0	21.0	252	n	
2000-14	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	5.8	32.0	1	d	0	1	1.7	23.0	43	n	
2000-15	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	7.0	21.0	1	d	-5	1	4.5	27.0	55	n	
2000-16	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	4.2	26.1	1	d	5	0	3.8	19.0	214	n	
2000-17	ミズキ <i>Cornus controversa</i>	16.0	31.2	0	l	5	1	1.6	26.1	95	n	
2000-18	アズキナシ <i>Sorbus alnifolia</i>	16.0	31.2	0	l	5	1	1.4	31.2	86	n	

1) l: 生木の枯死部に造巣 nest excavated in the dead part of a live tree.
 2) 垂直線からの角度 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
 3) 北を0度とし、時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest				再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)		
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 ¹⁾ live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	巢穴高 height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)		開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old nest (o)
2001-01	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	11.0	42.0	1	d	5	1	1.5	41.1	292	n	
2001-02	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	3.4	30.1	1	d	5	0	2.5	28.5	238	n	
2001-03	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	14.0	29.1	0	d	0	1	2.7	26.0	345	n	t 1997-03
2001-04	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	6.4	25.0	1	d	15	1	4.1	20.0	335	n	
2001-05	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	15.0	28.6	0	l	10	1	0.8	29.9	225	n	
2001-06	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	6.0	20.4	1	d	0	1	4.8	19.0	4	n	
2001-07	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	4.3	33.1	1	d	0	0	3.4	28.0	8	n	
2001-08	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	9.8	22.3	1	d	0	1	4.7	20.0	318	n	
2001-10	ハリギリ <i>Kalopanax pictus</i>	8.0	30.2	1	d	35	0	5.0	22.0	23	n	
2001-11	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	6.0	19.4	1	d	15	1	2.2	21.3	41	n	
2001-12	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	8.3	29.3	1	d	0	1	7.5	21.0	115	n	
2001-13	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	10.0	28.0	0	d	0	1	3.2	25.0	87	n	
2001-14	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	5.0	29.0	1	d	5	0	2.2	28.6	224	n	
2001-15	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	16.0	43.0	0	l	10	1	9.5	20.0	98	n	
2001-16	不明 unidentified	4.5	23.0	1	d	35	0	3.3	20.0	77	n	
2001-17	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	4.0	18.8	1	d	20	1	1.4	18.8	91	n	
2001-18	シナノキ類 <i>Tilia</i> sp.	8.0	30.9	1	d	10	0	1.9	29.9	286	n	
2001-19	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	11.0	31.2	1	d	20	1	10.4	24.0	15	n	
2001-20	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	18.0	27.0	0	l	5	1	3.6	23.6	34	n	
2001-21	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	8.7	44.4	1	d	0	1	4.5	30.0	325	n	
2001-22	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	16.0	31.8	0	ld	5	0	4.5	29.0	113	n	
2001-23	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	20.0	34.4	0	d	0	1	7.6	24.0	106	n	
2001-24	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	4.7	23.6	1	d	5	1	2.9	23.0	311	n	
2001-25	シナノキ <i>Tilia japonica</i>	19.0	39.8	0	l	0	1	2.4	35.0	4	n	
2001-26	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	18.0	33.4	0	l	0	1	3.6	28.0	216	n	
2001-27	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	13.5	31.5	1	d	20	1	10.8	20.0	154	n	
2001-28	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	19.0	34.0	0	l	0	1	4.9	30.0	176	n	
2001-29	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	8.0	29.9	1	d	5	0	1.8	24.5	198	n	
2001-30	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	8.5	23.9	0	d	10	1	2.0	22.0	298	n	

1) ld: 生木の枯死部に造巣, nest excavated in the dead part of a live tree.
 2) 垂直線からの角度, 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
 3) 北を0度とし, 時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest				再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)		
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 ¹⁾ live (l) or dead (d) trees	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	巢穴高 height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)		開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old (o) nest
2002-01	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	9.3	36.9	1	d	0	1	4.1	30.0	36	n	
2002-02	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	3.4	30.1	1	d	5	0	2.5	28.5	238	o	n 2001-02
2002-03	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	14.0	29.1	0	d	0	1	3.5	34.8	n	n	t 1997-03, 2001-03
2002-04	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	7.8	30.9	1	d	5	1	3.3	34.1	n	n	
2002-05	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	7.4	24.5	0	ld	15	1	1.7	24.5	146	n	
2002-06	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	11.0	25.0	1	d	0	1	1.9	23.0	21	n	t 1999-08
2002-07	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	8.8	49.0	1	d	10	1	6.6	22.0	158	n	
2002-08	ハリギリ <i>Kalopanax pictus</i>	7.3	29.3	1	d	10	0	3.1	22.0	187	n	
2002-09	アサダ <i>Ostrya japonica</i>	17.0	27.7	0	l	-5	1	3.8	21.0	213	n	
2002-10	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	8.5	23.9	0	d	10	1	2.0	22.0	298	o	n 2001-30
2002-11	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	3.4	19.4	1	d	5	1	2.4	20.0	81	n	
2002-12	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	6.0	30.2	1	d	0	1	4.7	22.0	269	n	
2002-13	ミズギ <i>Cornus controversa</i>	4.2	26.1	1	d	5	0	2.6	25.1	119	n	t 2000-17
2002-14	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	8.0	27.4	1	d	40	1	4.2	19.0	336	n	
2002-15	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	20.0	34.4	0	d	5	1	3.6	30.0	355	n	
2002-16	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	6.0	34.7	0	d	10	1	2.0	30.0	325	n	
2002-17	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	14.0	31.8	0	ld	5	1	2.1	35.0	325	n	
2002-18	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	12.0	24.8	0	ld	15	1	3.0	23.0	251	n	
2002-19	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	13.0	24.2	0	l	5	1	2.7	24.0	347	n	
2002-20	カエデ類 <i>Acer</i> sp.	10.0	36.3	1	d	0	0	4.0	31.0	96	n	
2002-21	アズキナシ <i>Sorbus alnifolia</i>	16.0	30.2	0	l	0	1	4.1	28.0	223	n	
2002-22	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	17.0	19.1	0	d	0	1	3.0	23.0	113	n	
2003-01	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	11.0	42.0	1	d	5	1	5.3	41.1	307	n	t 2001-01
2003-02	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i>	19.0	47.0	0	d	5	1	5.0	40.0	317	n	
2003-03	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	21.0	40.1	0	l	0	1	7.9	30.0	10	n	
2003-04	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	4.7	24.2	1	d	10	1	1.5	24.2	266	n	
2003-05	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	3.1	22.9	1	d	0	1	2.8	21.0	39	n	
2003-06	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	6.0	30.2	1	d	0	1	4.2	22.0	285	n	t 2002-12
2003-07	オニグルミ <i>Juglans ailanthifolia</i>	18.0	53.0	0	ld	30	0	9.0	24.0	194	n	
2003-08	オニグルミ <i>Juglans ailanthifolia</i>	17.0	48.0	0	l	20	1	5.4	26.0	197	n	
2003-09	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	13.5	31.5	1	d	20	1	8.6	20.0	104	n	
2003-10	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.0	20.4	0	l	0	1	4.7	21.0	45	o	t 2001-27
2003-11	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	13.0	34.1	0	l	0	1	4.2	24.0	31	n	n 1998-18
2003-12	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	12.0	23.6	0	l	0	1	5.5	20.0	323	n	
2003-13	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	13.0	24.8	0	d	0	1	4.4	20.0	47	n	
2003-14	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	12.0	23.2	0	d	10	1	3.6	20.0	329	n	
2003-15	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i>	6.5	29.3	1	d	0	1	3.1	23.0	17	n	
2003-16	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	13.0	24.2	0	d	20	1	3.0	21.0	103	n	
2003-17	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	4.1	27.1	1	d	5	1	3.1	23.0	180	n	
2003-18	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	18.0	27.7	0	l	0	1	6.7	24.0	46	n	
2003-19	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	21.0	36.0	0	l	5	1	6.5	29.0	112	n	
2003-20	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	20.0	33.7	0	l	5	1	5.2	32.0	91	n	
2003-21	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	19.0	30.9	0	l	0	1	4.6	25.0	1	n	
2003-22	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	15.0	27.7	1	d	0	1	9.3	20.0	339	n	
2003-23	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	13.0	23.9	0	l	5	1	7.1	19.0	245	n	

1) ld: 生木の枯死部に造巢 nest excavated in the dead part of a live tree.
 2) 垂直線からの角度、負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
 3) 北を0度とし、時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest				再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)	
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 ¹⁾ live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	巢穴高 height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)		開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)
2004-01	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	16.0	28.6	0	10	10	202	21.0	202	n	
2004-02	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i>	12.0	42.3	0	1	5	288	35.0	288	n	
2004-03	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	12.1	39.8	1	d	0	272	11.9	272	n	
2004-04	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	21.0	28.0	0	1	-5	273	25.0	273	n	
2004-05	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	8.8	32.5	1	d	0	125	7.6	125	n	
2004-06	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	2.4	20.1	1	d	5	237	2.1	237	n	
2004-07	オニグルミ <i>Juglans ailanthifolia</i>	20.0	38.2	0	1	5	278	3.7	278	n	
2004-08	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	7.0	22.6	1	d	5	31	2.1	31	n	
2004-09	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	8.5	23.9	0	d	10	298	2.0	298	o	
2004-10	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	15.0	26.4	0	d	5	206	2.8	206	n	
2004-11	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	17.0	27.4	0	1	0	33	5.5	33	n	
2004-12	カヅラ <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	9.3	26.1	0	1	10	128	2.9	128	n	
2004-13	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	18.0	32.8	0	1	5	186	5.3	186	n	
2004-14	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	6.7	23.2	1	d	5	38	3.2	38	n	
2004-15	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	7.0	32.5	1	d	0	134	6.7	134	n	
2004-16	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	12.0	25.1	0	d	0	221	2.1	221	n	
2004-17	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	19.0	37.2	0	1	0	228	2.6	228	n	
2004-18	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	12.0	36.0	1	d	0	42	10.5	42	n	
2004-19	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	12.0	39.0	0	1	5	300	4.8	300	n	
2004-20	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	15.0	25.8	0	1	5	19	7.8	19	n	
2004-21	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	10.0	27.0	1	d	5	6	7.0	6	n	
2004-22	不明 unidentified	10.0	27.1	1	d	5	76	27.1	76	n	
2005-01	シラカバ <i>Tilia japonica</i>	19.0	41.7	0	ld	5	84	11.5	84	n	
2005-02	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	17.0	29.6	0	d	40	320	1.2	320	n	
2005-03	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.0	37.6	0	1	5	237	8.0	237	n	
2005-04	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	6.4	21.2	1	d	0	45	21.0	45	n	
2005-05	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	6.8	17.2	1	d	0	10	2.1	10	n	
2005-06	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	7.8	25.8	1	d	5	54	6.8	54	n	
2005-07	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	7.5	26.1	1	d	0	287	5.0	287	n	
2005-08	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	10.4	34.4	1	d	5	136	4.8	136	n	
2005-09	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	7.1	30.2	1	d	0	34	6.7	34	n	
2005-10	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i>	13.0	29.6	0	1	0	82	1.1	82	n	
2005-11	アズキナシ <i>Sorbus alnifolia</i>	6.5	24.2	1	d	10	276	4.0	276	n	
2005-12	不明 unidentified	10.2	46.0	1	d	0	299	4.6	299	n	
2005-13	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	16.0	36.3	0	d	30	203	5.8	203	n	
2005-14	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	8.2	28.2	1	d	0	56	7.7	56	n	
2005-15	ハリギリ <i>Kalopanax pictus</i>	3.4	35.7	1	d	0	224	2.6	224	n	
2005-16	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	6.4	24.2	1	d	10	72	5.1	72	n	
2005-17	アズキナシ <i>Sorbus alnifolia</i>	2.1	19.1	0	1	25	115	1.4	115	n	
2005-18	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	8.5	19.4	0	d	0	124	1.7	124	n	
2005-19	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	16.0	39.2	0	1	5	14	7.6	14	n	
2005-20	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	8.9	35.0	1	d	0	340	3.3	340	n	
2005-21	シラカバ <i>Betula platyphylla</i>	4.8	20.5	1	d	5	23	4.6	23	n	

1) ld: 生木の枯死部に営巣 nest excavated in the dead part of a live tree.
 2) 垂直線からの角度 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
 3) 北を0度とし、時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree				営巣穴 nest						
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees	生枯 live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)	高さ height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)	開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old (o) nest	再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)
2006-01	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	22.0	48.9	0	l	0	0	5.6	43.0	191	n	
2006-02	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	9.8	34.0	1	d	0	0	9.8	30.0	200	n	
2006-03	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	15.0	31.8	0	d	15	0	4.9	25.0	307	n	
2006-04	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	7.2	28.0	1	ld	0	0	6.1	22.0	310	n	
2006-05	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	5.1	38.0	1	d	5	0	2.5	30.0	314	n	
2006-06	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	23.0	28.3	0	l	5	0	13.6	22.0	317	n	
2006-07	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	5.8	31.8	1	d	5	0	2.3	31.8	212	n	
2006-08	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	5.8	25.5	0	l	5	0	2.4	23.0	5	n	
2006-09	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	3.3	23.2	1	d	5	0	1.0	23.2	13	n	
2006-10	コシアブラ <i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	19.4	22.9	0	l	5	0	3.5	20.0	320	n	
2006-11	ケヤマハンノキ <i>Alnus hirsuta</i>	4.7	31.8	1	d	0	0	3.4	19.0	331	n	
2006-12	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	11.0	40.7	1	d	0	0	7.4	38.0	29	n	
2006-13	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	8.2	29.0	1	d	0	0	4.6	25.0	359	n	
2006-14	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	5.6	19.4	0	l	15	0	1.9	22.3	170	n	
2006-15	オヒヨウニレ <i>Ulmus laciniata</i>	16.0	48.0	0	ld	10	0	5.2	27.0	283	n	
2006-16	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	8.6	23.2	0	d	20	0	3.1	20.0	317	n	
2006-17	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	13.1	32.5	0	d	0	0	2.3	31.0	128	n	
2006-18	ヤチダモ <i>Fraxinus mandshurica</i>	6.5	58.0	1	d	0	0	5.1	55.0	241	n	
2006-19	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	18.0	34.0	0	d	5	0	1.1	34.0	37	n	
2007-01	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.6	38.8	0	l	5	0	2.5	38.2	119	n	
2007-02	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	18.9	36.0	0	l	10	0	10.6	24.0	196	n	
2007-03	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.0	31.8	0	l	10	0	5.4	28.0	23	n	
2007-04	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	19.5	46.2	0	d	0	0	8.4	20.0	255	n	
2007-05	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	13.4	49.3	1	d	0	0	2.9	45.0	54	n	
2007-06	コシアブラ <i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	19.4	22.9	0	l	5	0	3.1	21.0	318	n	
2007-07	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	5.5	23.9	1	d	5	0	3.4	23.0	251	n	
2007-08	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	10.4	34.4	1	d	5	0	4.0	26.0	115	n	
2007-09	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	4.2	48.4	1	d	0	0	3.7	41.0	172	n	
2007-10	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	2.8	26.4	1	d	15	0	2.3	22.6	321	n	
2007-11	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	12.0	28.0	0	l	0	0	3.5	22.0	316	n	
2007-12	コシアブラ <i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	14.0	28.6	0	l	0	0	2.9	28.6	107	n	
2007-13	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	6.8	22.6	1	d	5	0	2.2	20.0	101	n	
2007-14	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	21.0	57.6	0	ld	10	0	13.6	21.0	87	n	
2007-15	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	18.0	32.8	0	l	5	0	5.3	24.0	186	n	
2007-16	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	8.5	23.9	1	d	0	0	5.6	18.0	255	n	
2007-17	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	11.0	32.5	0	l	5	0	4.9	28.0	17	n	
2007-18	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	8.5	31.8	1	d	0	0	5.6	18.0	31	n	
2007-19	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	16.0	23.6	0	l	0	0	5.6	21.0	67	n	

1) ld: 生木の枯死部に造巣 nest excavated in the dead part of a live tree.
 2) 垂直線からの角度, 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.
 3) 北を0度とし、時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 1. アカゲラの営巣木と営巣穴の特徴 (つづき)
Nest tree and nest characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* (continued)

巣番号 nest number	樹種 species	営巣木 nest tree			幹折れ regular (0) or broken-top (1) trees			生枯 ¹⁾ live (l) or dead (d)	傾斜 ²⁾ lean on entrance side (degree)	樹皮の有無 bark remaining (1) or not (0)			営巣穴 nest			再利用巣番号 nest number of reused tree (t) or hole (n)
		樹高 height (m)	胸高直径 diameter at breast height (cm)	直径 diameter (cm)	傾斜 lean on entrance side (degree)	高さ height (m)	六部直径 limb diameter at nest (cm)			開口方向 ³⁾ entrance orientation (degree)	新古 newly excavated (n) or reused old (o) nest					
2008-01	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	19.3	35.0	0	1	15	1	5.3	38.0	91	n					
2008-02	シナノキ類 <i>Tilia</i> sp.	18.0	31.0	0	d	0	1	5.1	27.0	347	n					
2008-03	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.0	31.8	0	l	10	1	5.4	28.0	23	o		n 2007-03			
2008-04	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	13.7	43.3	1	d	5	1	13.1	29.0	321	n					
2008-05	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i>	16.0	37.9	0	l	10	1	5.4	29.0	49	n					
2008-06	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	17.0	28.6	0	l	0	1	2.0	28.6	241	n					
2008-07	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	14.0	29.3	0	l	0	1	6.1	26.0	157	n					
2008-08	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	19.0	34.4	0	d	20	1	5.6	27.0	191	n					
2008-09	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	16.1	32.1	0	l	0	1	8.1	20.0	119	n					
2008-10	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	5.7	20.4	1	d	0	1	5.4	22.0	77	n					
2008-11	ドロノキ <i>Populus maximowiczii</i>	8.5	38.8	1	d	0	1	7.1	28.0	57	n					
2008-12	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	20.2	27.7	0	l	0	1	2.4	29.6	217	n					
2008-13	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	5.9	45.5	1	d	0	1	4.0	43.0	339	n					
2008-14	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	3.3	29.6	1	d	0	0	2.7	22.0	277	n					
2008-15	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	2.8	34.1	1	d	0	1	2.3	31.2	4	n					
2008-16	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	12.4	23.9	0	d	0	1	2.4	22.6	344	n					
2008-17	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	9.8	16.9	0	l	0	1	2.8	20.0	31	n					
2008-18	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i>	14.0	38.2	1	d	0	1	6.5	38.0	318	n					
2008-19	ウダイカンバ <i>Betula maximowicziana</i>	4.2	48.4	1	d	0	1	3.1	42.0	304	n		t 2007-09			
2008-20	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	5.0	24.2	1	d	15	0	1.2	25.5	47	n					
2008-21	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	4.5	27.7	1	d	5	1	2.2	24.5	309	n					
2008-22	シナノキ類 <i>Tilia</i> sp.	10.3	40.7	1	d	0	1	9.2	28.0	192	n					
2009-01	シナノキ類 <i>Tilia</i> sp.	21.6	67.0	0	ld	0	1	13.1	23.0	221	n					
2009-02	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	15.0	31.8	0	l	10	1	5.4	28.0	23	o		n 2007-03, 2008-03			
2009-03	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	7.4	46.2	1	d	5	1	6.9	23.0	284	n					
2009-04	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	21.8	63.0	0	l	10	1	3.4	30.0	52	n					
2009-05	エゾヤマザクラ <i>Prunus sargentii</i>	20.5	59.8	0	l	0	1	7.7	28.0	247	n					
2009-06	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	8.3	20.1	1	d	5	0	3.2	20.0	217	n					
2009-07	不明 unidentified	8.0	22.3	0	l	5	1	1.6	22.3	316	n					
2009-08	シナノキ類 <i>Tilia</i> sp.	16.4	40.7	1	ld	0	1	16.0	25.0	120	n					
2009-09	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	4.0	23.6	1	d	0	0	2.8	20.0	336	n					
2009-10	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i>	14.0	37.0	0	d	0	1	2.1	36.0	67	n					
2009-11	ヤナギ類 <i>Salix</i> sp.	13.5	30.9	0	l	25	1	2.8	29.9	310	n					
2009-12	コシアブラ <i>Acanthopanax sciadophylloides</i>	14.0	28.6	0	l	0	1	2.6	28.6	107	n		t 2007-12			
2009-13	シラカンバ <i>Betula platyphylla</i>	5.2	22.3	1	d	0	1	4.8	20.0	31	n					
2009-14	カラマツ <i>Larix leptolepis</i>	19.0	30.9	0	d	0	1	4.3	24.0	71	n					

1) ld: 生木の枯死部に造巣 nest excavated in the dead part of a live tree.

2) 垂直線からの角度, 負値は入口が上向き angle measured from vertical. Negative value indicates that the entrance face upward.

3) 北を0度とし、時計方向に計測 angle measured clockwise from the north (0 degree).

Appendix 2. アカゲラ営巣穴の計測値

Measurements of nests of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*

巣番号 nest number	測定部位 measurement variables *					
	a	b	c	d	e	f
1995-01	42.0	46.3	72.4	293	111	74
1995-02	42.6	49.2	71.4	327	99	54
1995-03	40.4	44.3	70.0	292	110	48
1995-04	41.5	44.4	63.1	242	133	86
1995-05	44.4	44.8	61.8	227	108	49
1995-06	42.3	44.1	55.9	262	131	32
1995-07	43.2	46.1	65.1	232	101	49
1995-09	43.9	44.0	56.1	358	99	33
1995-10	42.7	47.9	65.2	200	165	68
1995-11	42.5	43.4	74.2	326	102	49
1995-13	42.5	43.4	74.2	326	102	49
1995-14	37.4	42.6	59.9	355	114	47
1997-01	44.1	43.1	74.9	290	95	89
1997-02	43.3	41.8	61.3	285	109	49
1997-03	42.6	42.5	72.2	210	115	60
1997-04	50.0	49.5	63.1	280	111	59
1997-05	48.3	44.1	61.2	280	98	55
1997-06	42.0	43.0	67.5	310	97	86
1997-07	42.0	41.0	59.0	240	94	58
1997-08	44.0	41.9	63.3	270	106	42
1997-09	42.0	41.0	66.1	290	90	60
1997-22	44.5	43.2	57.8	205	100	48
2001-01	43.8	43.0	73.6	290	90	60
2001-02	45.8	44.0	84.3	255	100	100
2001-11	41.2	44.8	64.7	265	135	70
2001-14	41.3	41.6	71.3	260	110	40
2001-18	44.3	43.2	66.5	265	100	65
2001-29	43.8	41.5	76.5	235	95	60
2001-30	41.8	42.5	62.3	185	100	55

* 測定部位 (a-f) は、図1に対応。測定単位は、mm.

Symbols (a-f) of measurement variables correspond to those of Fig. 1. The measurement unit is millimeter.

Nest and nest tree characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* - A fifteen year survey in Sapporo, Hokkaido -

Shigeru MATSUOKA¹⁾, Nobuhiko KOTAKA^{2)*} and Yukiko KOTAKA³⁾

Abstract

Nesting Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* were observed for 15 years (1995-2009) in deciduous broad-leaved forests and conifer plantations of Sapporo, Hokkaido, northern Japan. The woodpeckers excavated nest holes in deciduous broad-leaved trees of 23 species and in coniferous trees of 2 species. The most excavated trees were Japanese White Birch *Betula platyphylla* (23.9% of 301 nesting cases) and Sargent's Cherry *Prunus sargentii* (20.6%). Nests were most frequently excavated in dead trees (59.5% of nesting cases), but were also made in live trees (36.9%) and dead parts of live trees (3.7%). Nest cavities were in trees without (51.8%) and with (48.2%) stem broken off (stumps). The dimensions of nest trees and nest cavities fell mostly within in the ranges of dimensions in previous studies. The heights of nests in stumps did not differ from those in trees without stems broken off. Nests in planted Japanese Larches *Larix leptolepis* were significantly lower than those in deciduous broad-leaved trees. The mean orientation of nest entrances was close to the north, although the mean vector length, a measure of concentration, was short (0.18). No change was detected in nest and nest tree characteristics before and after nest hole destruction presumed to have been caused by introduced Northern Raccoons *Procyon lotor*. On the other hand, the diameters at both breast and nest heights were significantly increased after the damage due to Typhoon T0418 (Songda) in 2004.

Key words : Great Spotted Woodpecker, nest hole, nest tree, nest entrance orientation

Received 27 March 2014, Accepted 28 May 2014

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

2) Kyushu Research Center, FFPRI

3) Graduate School of Agriculture, Hokkaido University

* Kyushu Research Center, FFPRI, 4-11-16 Kurokami, Kumamoto, Kumamoto, 860-0862 JAPAN; e-mail: kotaka@affrc.go.jp

担当者 御中
To the person concerned

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

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

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

Officer in charge at publication section
Forestry and Forest Products Research Institute
1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 Japan
Tel : + 81-29-873-3211 Fax : + 81-29-873-0844
e-mail : kanko@fpri.affrc.go.jp

2014年6月 発行 森林総合研究所研究報告 第13巻2号 (通巻431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 茨城青写真製本株式会社
〒310-0061 茨城県水戸市北見町6-31
電話 : 029-225-3951 Fax : 029-231-5958

©2014 Forestry and Forest Products Research Institute

本誌から転載・複写する場合は、森林総合研究所の許可を得て下さい。

森林総合研究所研究報告

Vol.13-No.2(No.431)



page29

北植物の多様性の観点から人工林施業を考える —日本型「近自然施業」の可能性—
:五十嵐 哲也、牧野 俊一、田中 浩、正木 隆

Alternative management system for the restoration of biodiversity in plantation forest of Japan
by IGARASHI Tetsuya, MAKINO Shun'ichi, TANAKA Hiroshi and MASAKI Takashi

page43

桂試験地における土層厚の分布と土壌物理特性
:大貫 靖浩、吉永 秀一郎、釣田 竜也、荒木 誠、伊藤 江利子、
志知 幸治、松浦 陽次郎、小野 賢二、岡本 透

Distribution of soil thickness and soil physical properties in Katsura Headwater Catchment
by OHNUKI Yasuhiro, YOSHINAGA Shuichiro, TSURITA Tatsuya, ARAKI Makoto, ITO Eriko,
SHICHI Koji, MATSUURA Youjiro, ONO Kenji and OKAMOTO Toru

page61

アカゲラ *Dendrocopos major* の営巣木と巣の特徴 —札幌市羊ヶ丘における15年間の記録—
:松岡 茂、小高 信彦、小高 由紀子

Nest and nest tree characteristics of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*
- A fifteen year survey in Sapporo, Hokkaido -
by MATSUOKA Shigeru, KOTAKA Nobuhiko and KOTAKA Yukiko