

神奈川県

自然環境保全センター報告

第18号 特集 丹沢山地のブナ林再生に向けて
～衰退要因モニタリングと保全・再生対策の動向～

Bulletin of the
Kanagawa Prefecture Natural Environment Conservation Center

No.18



2024年（令和6年）1月

表紙の写真

(表表紙)

上段左 VR カメラで撮影したオゾンサンプラー観測地点の 360 度画像

上段中 2021 年 11 月に更新した檜洞丸の気象観測施設

上段右 自然環境保全センター苗畑でのブナハバチ食害を模したブナ摘葉作業

下段左 草地の灌木林化が進む蛭ヶ岳山頂付近

下段右 ブナハバチ成虫

(裏表紙)

丹沢山山頂付近の設置後 24 年経過した植生保護柵内での植生回復状況

神奈川県

自然環境保全センター報告

第18号 特集 丹沢山地のブナ林再生に向けて
～衰退要因モニタリングと保全・再生対策の動向～

Bulletin of the
Kanagawa Prefecture Natural Environment Conservation Center

No.18

2024年（令和6年）1月
神奈川県自然環境保全センター

発刊にあたって

神奈川県自然環境保全センターは、森林を中心とした自然環境の保全・再生を推進するため、事業、研究、普及の各部門を備えた中核機関として、平成12年（2000年）に設立されました。

それ以来、丹沢大山や水源地域などの森林環境が抱える様々な課題に対して、自然公園管理や野生動物管理、森林管理、県民協働といった各分野の事業部門と、技術開発や事業効果モニタリングに取り組む研究部門、それら取組みを普及啓発する部門が連携し、一体となって課題解決に取り組んでまいりました。

「神奈川県自然環境保全センター報告」は、このような日々の業務により得られた様々な成果情報を県民や他の行政機関等と共有し、あわせてそれら情報を記録、保存することを目的に作成しています。

第18号では、特集「丹沢山地のブナ林再生に向けて～衰退要因モニタリングと保全・再生対策の動向～」を企画しました。丹沢山地の高標高域に分布する冷温帯落葉広葉樹林では、ブナ等高木のオゾン、水ストレスおよびブナハバチの複合影響によると考えられる立ち枯れの増加とニホンジカの採食による森林の更新阻害とが相まって、森林の疎林化、草地化が進行しています。

そこで県では、良好な森林環境の再生を目指して、「丹沢大山自然再生計画」の主要な施策としてブナ林の再生を位置づけ、2017年に作成した「丹沢ブナ林再生指針」を活用しながら、所内の事業連携を強化し、県試験研究機関や大学等との共同研究を推進することにより、総合的で順応的なブナ林の再生対策に取り組んでいるところです。本特集号では、第3期丹沢大山保全・再生計画（2017～2022年）およびかながわ水源環境保全・再生実行5ヶ年計画の第3期（2017～2021年）～第4期初年度（2022年）までの共同研究および事業連携の最新の成果をとりまとめて掲載しました。

ブナ林の再生には、50年、100年という世代を越えた息のながい取り組みが必要です。本特集の成果が、丹沢山地の自然の現状への理解を深め、丹沢の象徴といえる豊かなブナ林を再生し、次世代に引き継ぐための一助となることを願っています。

令和6年1月

神奈川県自然環境保全センター所長 齋藤 俊一

目 次

発刊にあたって

特集 丹沢山地のブナ林再生に向けて～衰退要因モニタリングと保全・再生対策の動向～

特集「丹沢山地のブナ林再生に向けて～衰退要因モニタリングと保全・再生対策の動向～」に寄せて --- 1
谷脇 徹

大気・気象環境

犬越路測定局におけるオゾン濃度等の経年変化及びブナ生育への影響評価 (2) ----- 7
関 達哉・武田麻由子・丸山朋見・柳下良美・柴田健一郎
パッシブサンプラーを用いた檜洞丸山頂周辺のブナ林衰退地におけるオゾン濃度等測定 ----- 13
武田麻由子・丸山朋見・濱邊一弥・谷脇 徹
丹沢山地 4 地点における 4 年間の気象観測結果と 2019 年台風 19 号の降雨について ----- 21
齋藤央嗣・丸井裕二・大内一郎・谷脇 徹

水ストレスの診断

ブナハバチの食害を模した摘葉がブナに与える影響 ----- 27
上田正文

葉食昆虫調査

丹沢山地におけるブナハバチ幼虫によるブナ葉への食害発生状況 (2016-2022) ----- 41
伴野英雄・谷 晋・谷脇 徹
丹沢山堂平のシウリザクラを食害するサクラスガ幼虫の発生状況 (2019-2022) ----- 45
谷 晋・伴野英雄

衰退状況モニタリング

丹沢山塊東部主稜線部における 2020 年代土地被覆データの作成とブナ林の劣化指標に関する検討 -- 49
鈴木 透・山根正伸・雨宮 有
VR360 度画像を用いた樹冠開空度計測アプリケーションの開発 ----- 57
雨宮 有・山根正伸
VR カメラで撮影した 360 度カラー静止画像による林床被覆率の計測アプリケーションの開発 ----- 63
山根正伸・雨宮 有

ブナ林域人工林

丹沢山竜ヶ馬場に第二次世界大戦以前に植栽されたヒノキ高齢人工林の成長 ----- 73
山根正伸

保全・再生対策

丹沢山地における水源施策第 3 期 (2017-2021 年) までのブナ林再生対策の実施状況 ----- 79
谷脇 徹・中西のりこ・永田幸志・永井広野・石川 烈・田村 淳

特集「丹沢山地のブナ林再生に向けて ～衰退要因モニタリングと保全・再生対策の動向～」に寄せて

谷脇 徹*

Towards conservation of the beech forests on the Tanzawa Mountains: trends regarding monitoring of factors causing forest decline and restoration measures

Toru TANIWAKI*

I. はじめに

神奈川県北西部の丹沢山地では、高標高域に分布する冷温帯落葉広葉樹林においてブナ等高木の立ち枯れが増加して問題となっている（山根ほか2007）。ブナ等の立ち枯れは1970～1980年代から目立ち始め（越地ほか1996）、1990年代以降には立ち枯れを起因とする林冠ギャップ（木が枯れて高木の枝葉が茂る部分に形成された開けた空間）の拡大が顕著になった（山根・鈴木2012；鈴木・山根2013；鈴木ほか2016）。丹沢山地ではブナの立ち枯れを含め、広域で複合的な自然環境問題が生じていたことから、各種問題の解決を目指して1993～1996年に「丹沢大山自然環境総合調査」、2004～2005年に「丹沢大山総合調査」が実施された。その結果、1990年代以降のブナの立ち枯れの原因として、大気汚染物質（オゾン）、乾燥等による水ストレス、葉食昆虫ブナハバチの大発生の複合的な影響が指摘された（山根ほか2007）。また、ニホンジカが高密度で生息する丹沢山地では更新木への採食影響により森林の更新が阻害されるため、集団的な立ち枯れが生じた場所で森林の疎林化、草地化が進んでいる（谷脇2013）。森林の草地化は主に山頂付近や稜線部で生じており、その多くが丹沢大山国定

公園の特別保護地区内に分布している。

「丹沢大山総合調査」を経て2006年に作成された「丹沢大山自然再生基本構想」では、ブナ林を保全・再生することの必要性について、「ブナ林は、丹沢山地のブナ林域の代表的な植生景観であり、その複雑な生態系は丹沢を特徴づける生物相を育んでいる。また、ブナを主体とする高木とササやかん木類など多様な植物から構成される森林は、水土保持の観点からも重要である。」としたうえで、ブナ林域での再生目標を「鬱蒼（うっそう）とした健康なブナ林の再生」としている（丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会2006）。

県は「丹沢大山自然再生基本構想」が作成されたことを受け、2007年に「丹沢大山自然再生計画」を策定した。この計画では8つの特定課題の一つに「ブナ林の再生」を位置づけ、鬱蒼としたブナ林の再生に向けてブナ林衰退の機構解明と再生技術の開発・改良を進め、成果を活用して再生対策に取り組んできた（神奈川県2007）。再生対策として、具体的には植生保護柵や土壌保全工の設置、シカ捕獲、ブナハバチ対策およびそれら事業効果のモニタリングに取り組み、現存するブナの保全と林冠ギャップの閉鎖を推進してきた。現在、ブナ林再生の各種対策は2017年に作成した「丹沢ブナ林再生指針」を

* 神奈川県自然環境保全センター 研究企画部研究連携課（〒243-0121 厚木市七沢 657）

活用することで再生の考え方を関係者間で共有し、ブナ林再生に係る調整会議により所内の関係各課で事業連携を図りながら取り組んでいる（神奈川県2017）。「丹沢ブナ林再生指針」は第1期（2007～2011年）と第2期（2012～2016年）の丹沢大山自然再生計画およびかながわ水源環境保全・再生実行5ヶ年計画で得られた研究成果をもとに作成されたものであり、研究成果は神奈川県自然環境保全センター報告の9号（2012年）と14号（2016年）で特集としてとりまとめられている。

本特集は第3期丹沢大山自然再生計画（2017～2022年）およびかながわ水源環境保全・再生実行5ヶ年計画の第3期（2017～2021年）～第4期初年度（2022年）の成果を中心にとりまとめる。ブナ林再生研究は衰退実態の解明（2001～2006年）、衰退機構の解明（第1期）、保全・再生対策技術の開発（第2期）、再生事業の推進（第3期）と段階的に取り組んできた。第3期における再生事業の推進に向けた取組の特徴は、これまでの研究成果を活用して再生優先地を檜洞丸（重点対策地区）、蛭ヶ岳～丹沢山、大室山に絞り込み、植生保護柵の設置やニホンジカの捕獲、ブナハバチ対策、事業効果モニタリングの事業連携による対策を集中的に推進したことにある。特に重点対策地区とした檜洞丸では、植生保護柵の設置密度を2017～2018年の2ヶ年で高めるとともにシカの捕獲圧を高め、ブナハバチ対策のためのブナの毎木調査や薬剤の樹幹注入試験を行うとともに、重点的な事業効果のモニタリングを行った。詳細は本特集最後の谷脇ほか（2024）で紹介する。

加えて本特集では、まずブナ林の衰退要因である大気（オゾン）・気象環境、水ストレスおよび葉食昆虫のモニタリングの成果や影響を解明するための実験の成果について報告する。次に衰退状況の2020年代のモニタリング成果やモニタリング手法開発の成果について報告する。関連情報として、ブナ林域に造成されたヒノキ人工林の生育状況についても報告する。以下、各報告の概要を紹介する。あわせて、本特集以前に公表された第3期の研究成果として、柵の植生回復への効果、植生回復の波及効果および土壌保全工の効果を検証した研究成果についても概要を紹介する。

II. 特集の概要

1. ブナ林の衰退要因

(1) 大気・気象環境

本特集の関ほか（2024）は西丹沢の犬越路において最近のオゾン濃度が緩やかな低下傾向にあることを観測し、ブナへのオゾン影響が以前より低減していることを野外に植栽したブナ苗に浄化大気と非浄化大気を暴露するオープントップチャンバー試験により明らかにした。また、オゾンと水ストレスの複合影響の解明に向けて、ブナ苗を植栽した不織布ポットの埋め込み深さを変えることにより、野外環境下で水ストレスを効果的に与える手法開発に取り組んだ。

本特集の武田ほか（2024）はブナ林の衰退が進む檜洞丸においてオゾンや風速を電源を用いずに観測できる改良型パッシブサンプラーを設置し、草地化が進むほど林床の風速が大きくなりオゾン濃度が高くなること、植生保護柵内で植生が回復した地点では風速とオゾン濃度がともに低減されることを示した。

本特集の齋藤ほか（2024）は、丹沢山地4地点での直近4年間の気象観測の結果をとりまとめるとともに、県広域で激しい被害が発生した2019年（令和元年）の台風19号の降雨の状況を詳細に報告した。

(2) 水ストレスの診断

本特集の上田（2024）は温室内のブナ苗木や圃場に植栽された中型ブナを対象に、ブナハバチの食害を模した時期（5月）に摘葉する実験を行い、当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響を調べた。そして摘葉により、水の通道のしやすさを指標する理論比水分通度度が低下し、土壌水分の吸収を担う細根量が減少することを明らかにした。これらの結果は、ブナハバチによる葉の採食影響を受けたブナでは水ストレスが増加することを示唆しており、これまで不明であったブナハバチが関与するブナの衰弱・枯死メカニズムの解明に大きく寄与するものであった。

(3) 葉食昆虫調査

本特集の伴野ほか（2024）は丹沢山地の主要な山域で1997年から毎年実施してきたブナハバチ幼虫による葉への食害状況の2016～2022年調査結果を報告した。広範囲におよぶ大規模な食害は2013年

を最後に9年間発生せず、とくに2021年と2022年には初めて2年連続で食害がまったく認められなかったことを明らかにし、食害が沈静化傾向にある可能性を示した。

本特集の谷ほか(2024)は丹沢山地の限られた地域に生育する希少植物シウリザクラ(県絶滅危惧Ⅱ類)で周期的に大発生するサクラスガの網巢数の年推移を調べ、2019年は1997年の調査開始以来最少となったが、その後再び増加傾向にあり、今後の発生量を注視する必要があることを明らかにした。

2. 衰退状況モニタリング

本特集の鈴木ほか(2024)は丹沢ブナ林の主稜線における草地化の進行状況を航空写真の植生判読により1970年代から調べており、本特集では2020年代までの推移を示した。草地・裸地の総面積は2000年代をピークにその後若干減少傾向にあるが、1970年代や1980年代と比べると依然高い値であること、面積500㎡以上の大規模草地は2010年代をピークに2020年代は若干減少したことを示した。草地・裸地の減少の要因として、植生保護柵設置後に時間が経過し、柵内で灌木(低木林)が発達したことで森林被覆地に区分されるようになったと考えられている。

本特集の雨宮・山根(2024)および山根・雨宮(2024)は多数撮影したVR360°静止画を用いて林冠の開空率および林床の被覆率を一括して計測するためのユーザーインターフェース機能を有するアプリケーションを開発した。

3. ブナ林域人工林

本特集の山根(2024)は竜ヶ馬場に植栽された高齢ヒノキの樹幹解析を行い、丹沢山地高標高域では樹高成長、材積成長ともに悪く、形質は不良であるため、経済林としての価値は大きく劣ることを指摘した。

4. 保全・再生対策

本特集の谷脇ほか(2024)はブナ林再生に係る事業の実施状況を解説し、2021年までに柵は面積77ha、総延長95km、金網筋工は7,601基が設置され、シカ捕獲は段階的に強化されてきたこと、対策は再生優先地とした地域で草地が最も多い丹沢山～蛭ヶ岳で最も実施され、草地が急速に増加している檜洞丸では水源施策第3期に事業連携による重点的な対

策が実施され、大室山では草地拡大前に対策が実施されたことを紹介した。再生優先地では柵の設置やシカ捕獲の事業が進み、その効果が着実に表れているが課題も多いことが示された。

Ⅲ. 事業の効果検証に係る成果概要

1. 柵の植生回復への効果

これまでの検証により、柵が絶滅危惧種や樹木稚樹の保全に効果を発揮することを示す知見が集積された。絶滅危惧種の多年草は柵の設置により回復する(田村ほか2005、2011)が、植生が退行してから柵を設置するまでに時間がかかると、種によっては回復が難しくなる(田村2010)。ただし、最近になり、シカの採食圧を20年以上受けた後に設置された柵内で、柵設置後5年以上かけて回復してきた絶滅危惧種が確認された(田村ほか2022)。多年草の回復には埋土種子は期待できない(Tamura 2016, 2019)ため、現存する個体を保全し、繁殖のための開花・結実を促す必要がある。樹木稚樹は柵設置16年後には樹高が草本層を越え、2m以上の更新木密度が2,260～5,400個体/haとなった事例が報告された(Tamura 2020)。一方、風衝ササ草地はニシキウツギの低木林になるポテンシャルが高いことが埋土種子の調査から明らかにされた(Tamura 2021)。

2. 植生回復の波及効果

柵内での植生回復には土壌保全や大型のオサムシ科甲虫の保全への波及効果があることを示す知見が集積された。林床リターの移動量は林内の風速や降雨に影響を受け、林床植生植被率が高いほど少なくなるが、季節ごとのリター移動の動態は地表面の被覆状態によって異なるとされた(飯野ほか2019)。林床植生が減少すると小型のオサムシ科甲虫の捕獲数は増加したが大型種の捕獲数は減少し、スズタケが多く残存する柵は大型のオサムシ科甲虫への保全効果が高いことが示唆された(佐藤ほか2018)。

3. 土壌保全工の効果

土壌保全工は工法、シカ影響、斜面斜度により効果の持続期間が異なるとする知見が得られた。柵外の木製筋工、急傾斜のヤシネット工および竹ネット工では設置10～11年後の土壌侵食量が初年度より多くなり、土壌保全効果の限界が示された(孫ほか

2020)。緩斜面やシカの影響を受けない柵内では10年経過しても土壤保全効果が継続することが分かり、急斜面で土壤保全工の効果を長期間継続するには柵の設置が効果的であることが指摘された(孫ほか2020)。

IV. おわりに

以上のように、本特集では第3期中にブナ林再生研究プロジェクトで得られた最新の知見のなかで未発表の知見を中心に紹介する。他にもブナの保全対策のためのブナハバチ対策手法やギャップ閉鎖対策のための天然更新促進手法について検討を進めているが、現在学術誌に投稿中であることから別の機会で紹介することとし、本特集では割愛する。

引用文献

- 雨宮 有・山根正伸 (2024) VR360度画像を用いた樹冠開空度計測アプリケーションの開発. 神奈川県自然環境保全センター報告 18:57-62. (本特集)
- 伴野英雄・谷 晋・谷脇 徹 (2024) 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫によるブナ葉への食害発生状況 (2016-2022). 神奈川県自然環境保全センター報告 18:41-44. (本特集)
- 飯野貴美子・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美・宮本尚子 (2019) シカの採食圧により林床植生被覆率が異なるブナ林斜面におけるリター移動機構. 水文・水資源学会誌 32:170-181.
- 神奈川県 (2007) 丹沢大山自然再生計画～人も自然もいきいきとした丹沢大山をめざして～. 神奈川県環境農政部緑政課. 81pp.
- 神奈川県 (2017) 丹沢ブナ林再生指針. 神奈川県自然環境保全センター. 36pp.
- 越地 正・鈴木 清・須賀一夫 (1996) 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1) ブナ、モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研究所研究報告 22:7-18.
- 斎藤央嗣・丸井裕二・大内一郎・谷脇 徹 (2024) 丹沢山地4地点における4年間の気象観測結果と2019年台風19号の降雨について. 神奈川県自然環境保全センター報告 18:21-26. (本特集)
- 佐藤司郎・鈴木 牧・谷脇 徹・田村 淳 (2018) 丹沢山地におけるシカの増加がオサムシ科甲虫に及ぼす間接的影響. 日本森林学会誌 100:141-148.
- 関 達哉・武田麻由子・丸山朋見・柳下良美・柴田健一郎 (2024) 犬越路測定局におけるオゾン濃度等の経年変化及びブナ生育への影響評価 (2). 神奈川県自然環境保全センター報告 18:7-12. (本特集)
- 孫 金勝・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美 (2020) シカの食圧により林床植生が衰退したブナ林斜面における各種保全工の土壤侵食防止の長期的な効果. 砂防学会誌 73:15-24.
- 鈴木 透・山根正伸 (2013) 空中写真からわかるブナ林の衰退 (ブナ林の衰退—丹沢山地で起きていること—). 森林科学 67:6-9.
- 鈴木 透・谷脇 徹・山根正伸 (2016) 衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作製. 神奈川県自然環境保全センター報告 14:75-80.
- 鈴木 透・山根正伸・雨宮 有 (2024) 丹沢山塊東部主稜線部における2020年代土地被覆データの作成とブナ林の劣化指標に関する検討. 神奈川県自然環境保全センター報告 18:49-55. (本特集)
- 武田麻由子・丸山朋見・濱邊一弥・谷脇 徹 (2024) パッシブサンプラーを用いた檜洞丸山頂周辺のブナ林衰退地におけるオゾン濃度等測定. 神奈川県自然環境保全センター報告 18:13-20. (本特集)
- 田村 淳 (2010) ニホンジカの採食により退行した丹沢山地冷温帯自然林における植生保護柵の設置年の差異が多年生草本の回復に及ぼす影響. 保全生態学研究 15:255-264.
- Tamura A (2016) Potential of soil seed banks in the ecological restoration of overgrazed floor vegetation in a cool-temperate old-growth damp forest in eastern Japan. *Journal of Forest Research* 21:43-56.
- Tamura A (2019) Potential of soil seed banks for vegetation recovery following deer exclusions under different periods of chronic herbivory in a beech forest in eastern Japan. *Ecological Research* 34:160-170.

- Tamura A (2020) Effects of 16-year deer exclusion on the forbs and tree saplings in a beech (*Fagus crenata*) forest degraded by sika deer in eastern Japan. *Natural Areas Journal* 40:4-10.
- Tamura A (2021) Potential for soil seed banks to drive vegetation changes in windswept Sasa grasslands in eastern Japan. *Journal of Forest Research* 26:75-80.
- 田村 淳・入野彰夫・勝山輝男・青砥航次・奥津昌哉 (2011) ニホンジカにより退行した丹沢山地の冷温帯自然林における植生保護柵による希少植物の保護状況と出現に影響する要因の検討. *保全生態学研究* 16 : 195-203.
- 田村 淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男 (2005) 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. *保全生態学研究* 10 : 11-17.
- 田村 淳・中西のりこ・赤谷美穂・石川信吾・伊藤一誠・町田直樹・永井広野・野辺陽子・長澤展子 (2022) 丹沢山地でシカの採食圧を 20 年以上受けた後に設置された植生保護柵の内外における絶滅危惧種の多年草の回復. *保全生態学研究* 27 : 263-273.
- 谷 晋・伴野英雄 (2024) 丹沢山堂平のシウリザクラを食害するサクラガ幼虫の発生状況(2019-2022). *神奈川県自然環境保全センター報告* 18 : 45-47. (本特集)
- 谷脇 徹 (2013) 衰退の現状 (ブナ林の衰退—丹沢山地で起きていること—). *森林科学* 67 : 2-5.
- 谷脇 徹・中西のりこ・永田幸志・永井広野・石川烈・田村 淳 (2024) 丹沢山地における水源施策第 3 期 (2017-2021 年) までのブナ林再生対策の実施状況. *神奈川県自然環境保全センター報告* 18 : 79-89. (本特集)
- 丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会 (2006) 丹沢大山自然再生基本構想—人も自然もいきいき「丹沢再生」—. 丹沢大山総合調査実行委員会. 136pp.
- 上田正文 (2024) ブナハバチの食害を模した摘葉がブナに与える影響. *神奈川県自然環境保全センター報告* 18 : 27-39. (本特集)
- 山根正伸 (2024) 丹沢山竜ヶ馬場に第二次世界大戦以前に植栽されたヒノキ高齢人工林の成長. *神奈川県自然環境保全センター報告* 18 : 73-78. (本特集)
- 山根正伸・相原敬次・鈴木 透・笹川裕史・原慶太郎・勝山輝男・河野吉久・山上 明 (2007) ブナ林の再生に向けた総合解析. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財)平岡環境科学研究所). 703-710.
- 山根正伸・雨宮 有 (2024) VR カメラで撮影した 360 度カラー画像による林床被覆率の計測アプリケーションの開発. *神奈川県自然環境保全センター報告* 18 : 63-71. (本特集)
- 山根正伸・鈴木 透 (2012) 丹沢山地におけるブナ衰退の時空間的特性. *神奈川県自然環境保全センター報告* 9 : 13-21.

犬越路測定局におけるオゾン濃度等の経年変化及び ブナ生育への影響評価 (2)

関 達哉*・武田麻由子**・丸山朋見**・柳下良美*, ***・柴田健一郎*

Annual Trend of Atmospheric Ozone Concentration and Estimation of its Impact on Growth of Beech Seedlings at Inugoeji (II)

Tatsuya SEKI*, Mayuko TAKEDA**, Tomomi MARUYAMA**,
Yoshimi YAGISHITA*, ***, Kenichiro SHIBATA*

はじめに

ブナ林はわが国の冷温帯を代表する森林であり、北海道南部から九州まで広範囲に分布している。自然性の高い極相林として存続している森林も多く、また生物多様性豊かな地域として保全されている地域も多い。しかし、近年、全国各地でブナ林の衰退が報告されている(越地ら, 1996; 猪上ら, 2002)。

神奈川県北西部に位置する丹沢山地では、1970～1980年頃にブナの枯損が始まり、現在も進行中である。特に檜洞丸(標高1601m)の稜線部の南斜面でブナ林の衰退や枯損が著しい(越地ら, 1996)。ブナ林衰退の原因として、水ストレスや葉食昆虫ブナハバチの大発生とともに、大気汚染物質であるオゾンの影響が指摘されている(山根ら, 2007)。ブナ林の衰退防止対策とその再生のためには、オゾン濃度の動態把握とブナへの影響の究明が大きな課題となっている。

神奈川県環境科学センターでは西丹沢犬越路観測局で継続して大気汚染物質等の現状把握を行っており(阿相ら, 2001; 武田ら, 2013)、丹沢山地のオゾン濃度が都市部に比べて著しく高いことを明らか

にしてきた(武田ら, 2007)。併せて2002年から犬越路測定局においてオープントップチャンバーを用いた野外実験を行っており、環境大気をそのまま通気した環境大気チャンバー及び活性炭フィルターでオゾン等を除去した清浄空気を通気した浄化チャンバーで2年生ブナ実生苗を3生長期間にわたって生育したところ、環境大気チャンバーのブナ苗で葉のクロロフィル含有量(SPAD値)や個体乾重量が有意に低下し(武田ら, 2007)、2002～2004年当時の丹沢山地のオゾンがブナ苗の生育に悪影響を及ぼしていたことを明らかにした。一方、第2期丹沢大山自然再生計画(2012～2016年)終了時には丹沢山地のオゾン濃度等は以前より減少傾向にあり、オープントップチャンバーを用いた野外実験でも、オゾンの影響によるブナ苗の生育抑制は小さくなっていることが明らかとなった(武田ら, 2015)。しかし、その後のオゾン濃度の動態とブナへの影響は不明であった。

そこで今回、これまでの測定結果に第3期丹沢大山自然再生計画(2017～2022年)期間中のオゾン濃度の測定結果を追加して示した。また、本期間中もブナへのオゾン影響を解明するためのオープン

* 神奈川県農業技術センター 生産技術部 (〒259-1204 神奈川県平塚市上吉沢 1617)

** 神奈川県環境科学センター 調査研究部 (〒254-0014 神奈川県平塚市四之宮 1-3-39)

*** 現所属 神奈川県農業技術センター 企画経営部 (〒259-1204 神奈川県平塚市上吉沢 1617)

トップチャンバー実験を実施し、加えて今回は、オゾンとともにブナ林衰退の原因のひとつとされる水ストレスを複合的に曝露することを試みたので、その結果について報告する。

II 犬越路におけるオゾン等の濃度の経年変化

1. 調査地点

調査地点は神奈川県大気汚染常時監視測定局の研究局である西丹沢犬越路測定局（山北町中川 927-2、北緯 35 度 29 分 16 秒、東経 139 度 5 分 6 秒、標高 920m、以下、「犬越路測定局」という。）である。本測定局は、環境省が森林衰退の原因究明に資するため、全国酸性雨調査の一環として 1995 年に国設酸性雨測定所として開設したものであり、2002 年度に神奈川県に移管され、現在も神奈川県環境科学センターが大気汚染物質等の測定を行っている。この測定局は東京湾京浜工業地帯からは西に約 55km、相模湾、駿河灘の海岸線からは北にそれぞれ約 25km、45km の位置にある。また、北 16km に中央高

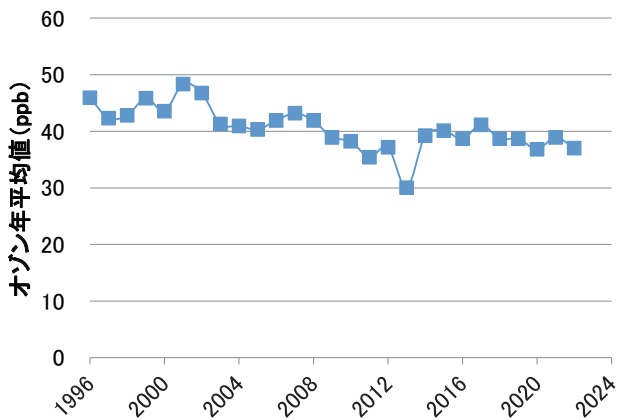


図1 犬越路におけるオゾンの年平均値の経年変化

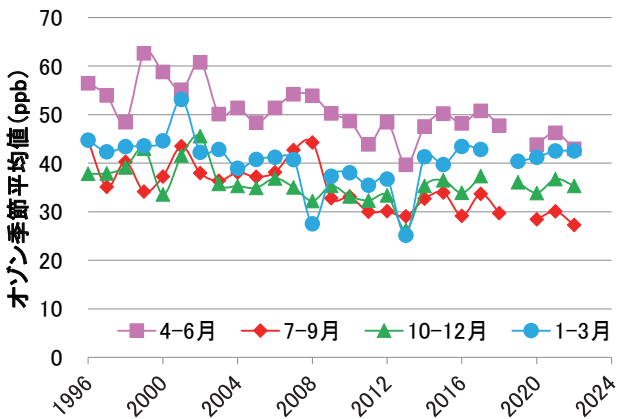


図2 犬越路におけるオゾンの季節別平均値の経年変化

速道路が、南 13km に東名高速道路が通っている。測定局周辺の林道は 1999 年にゲートが設置されて以降、関係車両以外の車両の通行はなく、近傍に人為的発生源がない測定局となっている。

2. オゾン濃度等測定結果

犬越路測定局におけるオゾン濃度の年平均値の経年変化を図 1 に、季節別平均値の経年変化を図 2 に示す。犬越路測定局のオゾン濃度の年平均値は、2002 年度までは比較的高い年もあったが、2003 年度以降は、極端に低かった 2013 年度 (30ppb) 以外は 40ppb 前後で微減～横ばいの傾向にあった。オゾンはブナの葉に悪影響を及ぼすことから、落葉広葉樹であるブナの着葉期のオゾン濃度とその影響を評価する必要がある。季節別にみると、秋季(10-12月)及び冬季(1-3月)は 2012 年頃までは減少傾向にあったが、近年は横ばい～上昇傾向にあった。一方、ブナの着葉期に当たる春季(4-6月)及び夏季(7-9月)のオゾン濃度は減少傾向にあった。

オゾンの森林樹木への影響を示す指標として AOT40 が用いられている。AOT40 は 4～9 月の日中 6:00～18:00 の 1 時間ごとのオゾン濃度の 40 ppb を越える差分の積算値で示され、欧米においては、ヨーロッパブナの苗木を用いた実験によって、1 年当たりの生長が 10% 減少する値として、10ppm・h が提案されている (Fuhrer et al., 1997)。

AOT40 の経年変化を図 3 に示す。年度による増減はあるものの、AOT40 は経年的に顕著に減少する傾向を示し、2022 年には 10.1 ppm・h を記録した。2002～2004 年当時の丹沢山地のオゾンでブナ苗は対照に比べ 60% 程度の生長低下を示したが、近年では 10% 程度の生長低下に留まっている可能性がある。

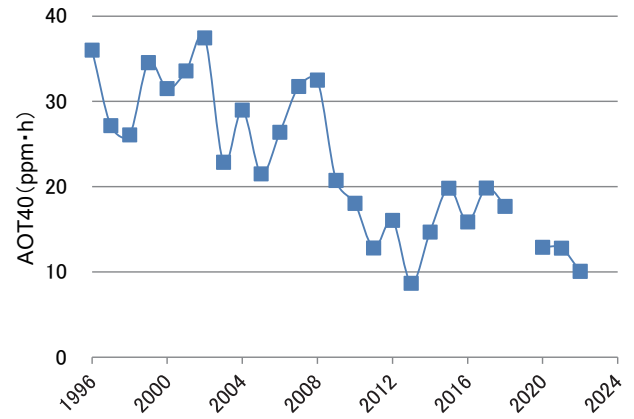


図3 犬越路における AOT40 の経年変化

Ⅲ 犬越路におけるオープントップ チャンバー実験

1. 実験内容

オープントップチャンバー（以下、チャンバー）は屋根部分が開放され、側面が透明アクリル板で囲われたチャンバーである（相原・武田 2004）。側面にはファンが取り付けられており、活性炭フィルターを通じて浄化された大気を、あるいは浄化しないそのままの大気をチャンバー内に導入することができる（相原・武田 2004）。このため、チャンバー内に植栽したブナ苗に対して、野外の降雨、気温、土壌等の環境条件下で大気中オゾンの暴露の有無を操作することができる（武田・相原 2007）。このチャンバー（幅 60cm × 奥行き 120cm × 高さ 90cm）を犬越路測定局に 8 基設置し、4 基を環境大気をそのまま通気したチャンバー（以下、非浄化区）、残りの 4 基を活性炭フィルターでオゾン等を除去した清浄空気を通気したチャンバー（以下、浄化区）とした。

水ストレスの操作はブナ苗を植栽したポットの埋設深度を変えることで行った。2017 年 3 月に赤土を深さ 25 cm まで充填した不織布ポット（直径 30cm, 深さ 28cm）32 個へ、2 年生丹沢産ブナ苗 32 本を 1 本ずつ植栽し、これを各チャンバーに 4 ポットずつ埋設した。このうち環境大気区及びオゾン浄化区の 2 基ずつには、水ストレスを与えるためにポットに充填した赤土の高さの上半分が地表面から上に出るようにポットを埋設し（以下、半分埋設区）、各区残り 2 基ずつには対照としてポットの赤土表面が地表面と同じ高さになるようにポットを埋設した（以下、全体埋設区）。

試験区は、オゾン除去に関する要因と、水ストレスに関する要因の組合せにより、「浄化・全体埋設区」、「非浄化・全体埋設区」、「浄化・半分埋設区」、「非浄化・半分埋設区」の 4 試験区とした。

オゾンや水ストレスの影響はブナの生理活性や生長に様々な悪影響を及ぼすことが想定される。本研究では生理活性の指標として葉のクロロフィル含量（SPAD 値）と蒸散速度に着目した。SPAD 値の測定には葉緑素計（MINOLTA 社製 SPAD-502）、蒸散速度の測定には蒸散測定器（Delta-T 社製 POROMETER AP4）、をそれぞれ用いた。測定は着葉期に当たる 5 ～ 10 月に月 1 ～ 2 回の頻度で各苗の最も高い位置にある展開葉およびその下の 3 枚を対象として行っ

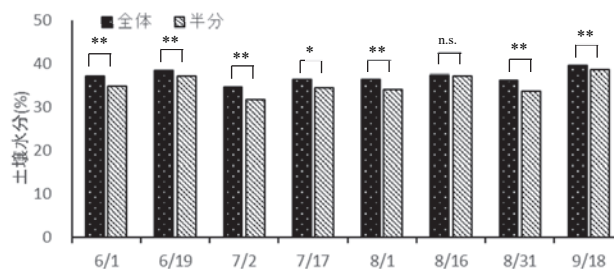


図4 ブナ苗の埋設深度による
土壌水分への影響（2018年）

z 有意差は t-test により
n. s. ; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

た。また、2017 年から 3 年間の生長の指標として 2019 年 10 月に樹高、基部径および冬芽の数を測定のうち、ブナ苗を地表面と同じ高さで切断して持ち帰り、80℃、15 日間、熱風乾燥機にて乾燥させた後に乾物重を測定した。土壌水分の測定は、2018 年の毎月の現地調査時に簡易型水分測定器（竹村電機製作所製 DM-18）を用いてポット内の土壌水分を計測することにより行った。

2. ブナ生育量に対するオゾンと水ストレスの複合影響

まず、不織布ポットの埋設深度によるブナ苗の土壌水分に及ぼす影響を図 4 に示した。土壌水分値は、降雨直後の 8 月 16 日を除き、いずれの調査日でも全体埋設区で有意に高く、不織布ポットの埋設深度により土壌水分が異なる状態を再現できていると考えられた。

SPAD 値と埋設深度およびオゾン除去の有無との関係は年や季節により異なった。SPAD 値は 1 年目の 7、8 月には環境大気区（浄化無）で高かったが、10 月にはオゾン除去区（浄化有）のほうが高くなった。1 年目には埋設深さの違いによる SPAD 値の差は認められなかった（表 1）。2 年目には、SPAD 値は全体埋設区で高くなり、5 月～7 月の生育前半はオゾン除去との相互作用が認められ、最もストレスがかかることが想定される半分埋設・環境大気区でより低くなった（表 2）。3 年目には、SPAD 値はオゾン除去により 5 月中旬～7 月中旬までの生育前半および 9 月下旬～10 月上旬の生育後半に高くなったが、埋設深度との関係は認められなかった（表 3）。

蒸散速度と埋設深度およびオゾン除去の有無との関係もまた、年や季節により異なった。蒸散速度は、1 年目（2017 年）には 7 月を除いていずれの時期でも全体埋設区のほうが大きくなり、10 月にはオゾ

表1 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが SPAD 値に及ぼす影響 (2017 年)

試験区	5/19	6/15	7/14	8/16	9/1	10/30
浄化・全体埋設	29.0	38.5	36.4	40.6	42.4	31.8
非浄化・全体埋設	29.8	39.6	42.8	41.4	42.9	26.9
浄化・半分埋設	30.7	38.4	40.7	39.1	39.7	32.4
非浄化・半分埋設	31.6	39.0	42.4	42.8	43.2	19.4
有意差 ^z 埋設深度	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
有意差 ^z オゾン	n. s.	n. s.	**	*	n. s.	*
有意差 ^z 交互作用	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

^z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表2 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが SPAD 値に及ぼす影響 (2018 年)

試験区	6/1	6/19	7/2	7/17	8/1	8/16	8/31	9/18
浄化・全体埋設	32.8	33.6	34.1	34.3	35.9	35.1	39.7	40.6
非浄化・全体埋設	35.1	35.9	37.8	39.5	35.8	38.6	43.3	44.6
浄化・半分埋設	31.9	33.8	35.2	31.6	31.7	31.0	35.0	37.4
非浄化・半分埋設	28.3	29.0	30.2	29.3	29.1	29.3	32.2	33.8
有意差 ^z 埋設深度	**	*	n. s.	**	n. s.	*	**	**
有意差 ^z オゾン	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
有意差 ^z 交互作用	*	*	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

^z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表3 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが SPAD 値に及ぼす影響 (2019 年)

試験区・調査日	5/10	5/24	6/11	6/26	7/12	7/25	8/7	8/22	9/6	9/25	10/9
浄化・全体埋設	19.2	33.3	39.2	41.6	41.5	45.2	45.7	47.4	47.4	46.4	45.2
非浄化・全体埋設	20.4	29.2	34.9	35.6	37.9	42.4	43.0	46.2	46.0	44.9	38.4
浄化・半分埋設	20.9	33.1	40.2	42.0	42.8	45.3	48.2	48.6	49.3	50.8	48.4
非浄化・半分埋設	19.1	28.9	34.9	37.1	38.0	42.4	44.2	46.3	47.0	44.1	41.6
有意差 ^z 埋設深度	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
有意差 ^z オゾン	n. s.	*	**	**	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	*	**
有意差 ^z 交互作用	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

^z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表4 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが蒸散速度 (mmol・m⁻²・s⁻¹) に及ぼす影響 (2017 年)

試験区	6/15	7/14	9/15	10/30
浄化・全体埋設	3.08	4.47	2.28	1.89
非浄化・全体埋設	3.20	3.97	2.20	1.51
浄化・半分埋設	2.23	4.32	1.96	1.56
非浄化・半分埋設	2.78	5.18	1.92	1.27
有意差 ^z 埋設深度	**	n. s.	**	*
有意差 ^z オゾン	n. s.	n. s.	n. s.	**
有意差 ^z 交互作用	n. s.	**	n. s.	n. s.

^z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表5 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが蒸散速度 ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) に及ぼす影響 (2018年)

試験区・調査日	6/1	6/19	7/2	7/17	8/31	9/18
浄化・全体埋設	2.25	2.62	5.16	3.07	15.16	3.15
非浄化・全体埋設	2.62	3.43	5.62	2.94	13.35	2.52
浄化・半分埋設	2.19	3.16	4.99	2.89	14.44	2.73
非浄化・半分埋設	2.03	2.60	4.40	2.71	9.87	2.35
有意差 ^z 埋設深度	*	n. s.	*	**	n. s.	*
有意差 ^z オゾン	n. s.	n. s.	n. s.	*	*	**
有意差 ^z 交互作用	n. s.	**	*	n. s.	n. s.	n. s.

z 二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *;P<0.05, **;P<0.01

表6 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが蒸散速度 ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) に及ぼす影響 (2019年)

試験区・調査日	5/10	5/24	6/26	7/12	7/25	8/7	8/22	9/6	9/25	10/9
浄化・全体埋設	1.85	2.37	6.17	2.60	4.20	4.94	3.37	4.21	1.98	2.13
非浄化・全体埋設	1.70	1.38	5.88	2.35	3.76	5.05	2.91	3.66	1.45	1.52
浄化・半分埋設	1.82	1.71	7.92	2.43	4.59	4.82	3.28	4.49	2.01	2.14
非浄化・半分埋設	1.85	1.16	6.05	2.22	4.65	6.24	3.19	5.55	1.94	2.04
有意差 ^z 埋設深度	n. s.	*	n. s.	*	**	n. s.	n. s.	**	**	*
有意差 ^z オゾン	n. s.	**	*	*	n. s.	**	**	n. s.	**	**
有意差 ^z 交互作用	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	*	*	*	*	*

z 二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *;P<0.05, **;P<0.01

表7 生育調査(2019年10月)

試験区	樹高 (cm)	基部径 (mm)	乾物重 (g)	冬芽数 (個)
浄化・全体埋設	63.2	10.3	15.8	50.9
非浄化・全体埋設	65.3	8.9	11.8	52.0
浄化・半分埋設	74.9	11.1	20.2	61.5
非浄化・半分埋設	56.6	10.9	16.7	52.6
有意差 ^z 埋設深度	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
有意差 ^z オゾン	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
有意差 ^z 交互作用	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ;P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

ン除去区のほうが高くなった。また、7月に埋設深度とオゾン除去の有無による交互作用が認められ、非浄化・半分埋設で蒸散速度が大きくなった(表4)。2年目には、蒸散速度は生育期間中、全体埋設区で高く推移し、盛夏以降は埋設深度とオゾン除去により蒸散速度に差が認められた(表5)。3年目には、蒸散速度はオゾン除去をすることでおおむね高くなり、8月以降の生育後半には交互作用が認められ、全体埋設・環境大気区で低くなる傾向が認められた(表6)。

3年間の地上部の生育量については、実生苗の個体差が大きく、2017年から定植後3回の生育期を経過したブナ苗にオゾン除去および埋設深度の影響は認められなかった(表7)。

以上のように、大気中オゾンの3年間の累積的な影響により、SPAD値と蒸散速度が低下する結果が得られた。オゾン濃度が高かった2002～2004年の武田・相原(2007)と比較し、本研究ではSPAD値では3年目(2019年)でも7/25～9/6のように有意差がない原因としては、大気環境中のオゾン濃度

の低下が考えられる。実際、生長量の差としては現れておらず、本研究の3年間のオゾン濃度大気中オゾンによるブナ苗の生理活性と生長への影響は以前より軽微であったことが考えられる。

埋設深度については、半分埋設のほうが水ストレスが大きくなり、その結果として生理活性と生長が低下することを想定して試験設計を行った。しかし、2年目のSPAD値のように一時的には想定された結果がみられたものの、3年間の累積的な影響として明瞭な結果は得られなかった。

埋設深度については、根の伸長にともない水ストレスが軽減された可能性も考えられる。今後、水ストレスを与えるための埋設方法や埋設後の供試樹の土壌水分管理については、植栽するポットの資材、埋設位置の土壌環境、埋設の深さ等を考慮して、より効果が高く、均一性の高い水ストレス付与の方法を検討すべきであると考えられた。

IV おわりに

オゾンは森林生態系に対して最も危険なガス状大気汚染物質と考えられており、丹沢のブナに対しても大きなストレスとなっていることが明らかとなっている。また、水ストレスもブナ衰退要因の一つとされているため、併せて検証した。犬越路測定局において長期的にオゾン濃度を測定し、オープントップチャンバー実験によって、ブナ苗へのオゾンと水ストレスの影響を検証することにより以下の知見を得た。

1. オゾンがブナ生育量に影響を及ぼしていることが確認され、近年のようにオゾン濃度が低くAOT40が小さい年にはブナ生育量の低下率が小さくなっていることが示された。
2. ブナ生育量に対するオゾンと水ストレスの複合

影響について検討したところ、処理による生育量に有意な差は認められなかったが、葉緑素含量(SPAD値)および蒸散速度の推移から土壌水分を高く維持し、オゾンを除去することで幼木の生育が促進されると推測された。

参考文献

- 相原敬次、武田麻由子 (2004) 可搬型オープントップチャンバー (OTC) の開発. 神奈川県環境科学センター研究報告 27 : 77-81
- 阿相敏明・武田麻由子・相原敬次 (2001) 西沢における酸性雨及び大気汚染物質の汚染状況. 神奈川県環境科学センター研究報告 24 : 82-89
- 猪上信義・野田亮・佐々木重行 (2002) 福岡県英彦山におけるブナ林の衰退現象と立地との関係, 九州森林研究 55 : 54-57
- 越地正・鈴木清・須賀一夫 (1996) 丹沢山地における森林衰退の研究 (1) ブナ・モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研究所報告 22 : 7-18
- 武田麻由子・相原敬次 (2007) 丹沢山地の大気中オゾンがブナ (*Fagus crenata*) 苗に及ぼす影響. 大気環境学会誌 42(2) : 107-117
- 武田麻由子・小松宏昭・岡敬一・阿相敏明 (2013) 西丹沢における大気汚染物質及び酸性雨の状況 (1996 ~ 2011). 神奈川県環境科学センター研究報告 36 : 27-35
- Fuhrer J., Skärby L., Ashmore M. R. (1997) Critical Levels For Ozone Effects on Vegetation in Europe. Environ. Pollut. 97(1-2) : 91-106
- 山根正伸・相原敬次・鈴木 透・笹川裕史・原慶太郎・勝山輝男・河野吉久・山上 明 (2007) ブナ林の再生に向けた総合解析, 丹沢大山総合調査団 (編). (財) 平岡環境科学研究所丹沢大山総合調査学術報告書, 703-710

パッシブサンプラーを用いた檜洞丸山頂周辺の ブナ林衰退地におけるオゾン濃度等測定

武田麻由子*・丸山朋見*・濱邊一弥*・谷脇 徹**

Measurement of ozone concentration in declining beech forest around top of Mt. Hinokiboramaru using passive sampler

Mayuko TAKEDA*, Tomomi MARUYAMA*,
Kazuya HAMABE*, Toru TANIWAKI**

I はじめに

神奈川県北西部に位置する丹沢山地で1970～1980年頃から顕在化したブナ林の衰退については、その原因のひとつとして大気汚染物質であるオゾンの影響が懸念されている(山根ら, 2007)。神奈川県環境科学センターでは、ブナ林衰退の原因究明に資するため、ブナ林衰退地に近接する西丹沢犬越路隧道脇(山北町中川927-2, 北緯35度29分16秒, 東経139度5分6秒, 標高920m, 以下「犬越路測定局」という。)において、1995年より大気汚染物質等の測定を行っており(阿相ら, 2001; 武田ら, 2013)、犬越路測定局におけるオゾン濃度が都市部に比べて著しく高いことを明らかにしてきた(武田ら, 2007)。山岳地域でオゾンの高濃度をもたらす要因は、成層圏から沈降してきた成層圏オゾンや、長距離輸送された越境オゾンの影響などが考えられる。さらに、高度1500m程度の高度では、気象条件によって地域の大气汚染の影響を受ける場合がある(室崎ら, 2006)。丹沢山地はちょうど高度1500m程度の高度に該当しており、成層圏オゾン、長距離輸送された越境オゾンとともに首都圏由来の地域汚染の影響も受けていると考えられる。

オゾンは森林生態系に対して最も危険なガス状大

気汚染物質と考えられている(Ashmore et al., 1985; Krause et al., 1986; Pye et al., 1988; Chappelka et al., 1998)。筆者らも2002年から犬越路測定局においてオープントップチャンバーを用いた野外実験を行っており、環境大気をそのまま通気した環境大気チャンバー及び活性炭フィルターでオゾン等を除去した清浄空気を通気した浄化チャンバーで2年生ブナ実生苗を3生長期間にわたって生育したところ、環境大気チャンバーのブナ苗で葉のクロロフィル含有量(SPAD値)や個体乾重量が有意に低下し(武田ら, 2007)、2002～2004年当時の丹沢山地におけるオゾン等大気汚染物質がブナ苗の生育に悪影響を及ぼしていたことを明らかにした。

丹沢大山自然再生計画第3期(2017～2022年)及び現在実施中の第4期(2023～2026年)では、ブナ林が衰退し、草地化が進行する場所にブナ等の森林を再生させる事業を推進しているが、草地化した場所において更新木の生育や定着が進まないことが問題であった。丹沢山地のオオモミジガサ-ブナ群集の立地は全般に風衝地であるため、一度破壊された林分の回復は困難とされている(宮脇ら, 1964)。また、草地が拡大し、ニホンジカにより林床植生が破壊された地点では、林内風速が高くなるためオゾンの移流フラックスも増大し、加速的に衰

* 神奈川県環境科学センター調査研究部 (〒254-0014 平塚市四之宮 1-3-39)

** 神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課 (〒243-0121 厚木市七沢 657)

退が進行すると考えられている（河野ら，2007）。このことから，森林の草地化が進み，開けた環境となった場所では，更新木へのオゾンや風の影響が林内より大きい可能性がある。逆に，植生保護柵により林床植生が回復してきた場所ではこれらの影響が軽減される可能性もある。このことを検証するためには，草地化の進行状況や林床植生の回復状況が異なる場所でオゾンや風のリスクを評価する必要がある。

そこで，西丹沢に位置する檜洞丸山頂周辺の草地化した場所と林内及び植生保護柵の内外において，電源を用いずにオゾン濃度や風速を観測することができる拡散型及び改変型パッシブサンプラー（武田ら，2011）を用いた多点測定を実施し，草地・裸地の割合，開空度及び林床植生の平均群落高との関係を解析したので，その結果を報告する。

II 調査方法

1 調査地点

檜洞丸山頂（北緯 35 度 28 分 44 秒，東経 139 度 06 分 10 秒，標高 1601m）周辺において，高木樹の衰退の有無などによる林冠の開空状況や林床植生の回復状況が異なる場所を 12 地点選定し（図 1），



図 1 檜洞丸山頂付近の調査地点
網掛けは植生保護柵内の地点

GPS で位置情報を記録した。各地点の標高は 1520m ～ 1592m である。2017 年 8 ～ 9 月に，ドローン（DJI PHANTOM4）を用いて檜洞丸山頂周辺の航空画像を撮影（対象面積 32.4ha，撮影高さ 100m，オーバーラップ 90%，解像度 4000 × 3000 ピクセル）し，作成したオルソ画像から植生判読図を作成した。GIS 上で観測地点の位置から植生判読図上に半径 50m のバッファを発生させ，バッファ内の草地・裸地の割合を算出した。各調査地点の開空度は 2017 年及び 2022 年 7 ～ 8 月に測定した。各調査地点には植生調査用の 2m × 2m 小区画 5 個を 1 列に並べた 2m × 10m 区画が 2 列並べて設定しており，開空度は各調査区画の 4 つの角と中央の 5 箇所の上高 1m 及び 2m でニコン CoolPix4500 とフィッシュアイコンバーター FC-E8 を用いて撮影した全天空写真から CanopOn2 (<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>, 2023 年 5 月 15 日確認) を用いて算出し，5 箇所の平均値を各地点の代表値とした。平均群落高は 2022 年 7 ～ 8 月に小区画ごとに再生してきた植生の群落高を測定し，10 個の小区画の平均値を各地点の代表値とした。

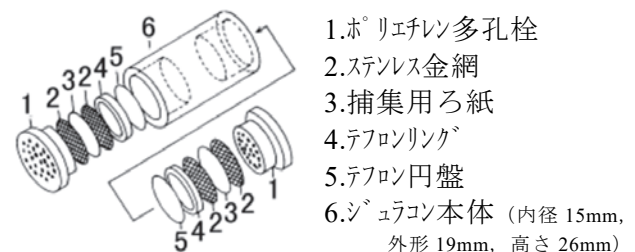


図 2 拡散型パッシブサンプラーの構造（上図）及び拡散型（写真右）と改良型（写真左）パッシブサンプラー

表 1 2017 年及び 2022 年の檜洞丸調査地点及び犬越路の設置日及び回収日

年	地点	設置日	各調査月の回収日						
			5月前半	5月後半	6月	7月	8月	9月	10月
2017	檜洞丸	6/2	-	-	6/26	7/31	9/4	9/29	11/1
	犬越路	6/1	-	-	6/30	7/31	9/1	9/29	10/30
2022	檜洞丸	4/25	5/12	5/31	6/30	7/28	8/31	9/27	-
	犬越路	4/28	5/16	5/30	6/30	8/1	8/31	10/4	-

2 パッシブサンプラーによるオゾン濃度観測方法

2017年6～10月及び2022年5～9月のブナ生育期間に(株)小川商会製拡散型パッシブサンプラー(サンプラー：OG-SN-S, 雨除けシェルター：OG-SN-SH, オゾン捕集用ろ紙：OG-SN-16)を用いたオゾン濃度等測定調査を実施した。拡散型パッシブサンプラーの構造及び写真を図2に示す。本パッシブサンプラーは、捕集用ろ紙にオゾンを捕集する仕組みとなっている。捕集に当たり、乱流を防ぎ、風速の影響を極力少なくするために捕集用ろ紙の前面に多孔栓を設けている。一方、改変型パッシブサンプラー(図2)は多孔栓の多孔部分をくりぬいて風速の影響を受けるように加工しており、拡散型パッシブサンプラーと並列して設置することで、風速の影響を加味したオゾン濃度を観測し、風速を推定することができる(武田ら, 2011)。

2017年6月2日及び2022年4月25日に、各調査地点に園芸用支柱で作成した骨組みを設置し、拡散型パッシブサンプラーを地面からの高さ1m及び2mの場所に1m間隔で2個ずつ、計4個設置し、隣

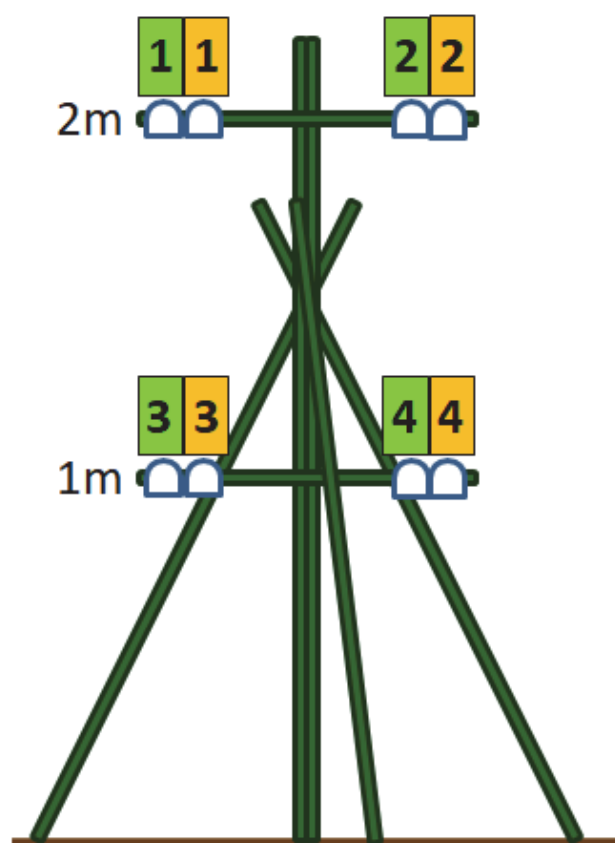


図3 園芸用支柱及び各パッシブサンプラー設置状況図
 緑：拡散型 オレンジ：改変型

り合うように改変型パッシブサンプラーを1個ずつ計4個設置した(図3)。対照として、犬越路測定局の局舎屋上に1対設置した。

各地点のパッシブサンプラーはそれぞれ約1か月間隔で交換・回収した(表1)。ブナの展葉時期は例年5月中旬ごろであることから、展葉前後の違いを検討するため、2022年5月は前半後半の2週間間隔とした。

各パッシブサンプラーから取り出したオゾン捕集用ろ紙をキャップ付きポリプロピレン製試験管に入れ、超純水を8ml加え、手で充分に振とうしたのち30分静置し、抽出液中の硝酸イオンをイオンクロマトグラフ(Dionex社製AQUION)で定量した。オゾン捕集用ろ紙上で生成した硝酸イオン量(ng)と曝露時間(min)、平均気温(°C)から大気中の平均オゾン濃度(ppb)を次式(<http://ogawajapan.com/nodo-o3.html>, 2023年5月15日確認)より求めた。

$$O_3(\text{ppb}) = \alpha O_3 \times \frac{WO_3}{t} / \beta$$

$$\alpha O_3 = \frac{46.2 \times 102 \times \left(\frac{293}{273 + T}\right)^{1.83}}{9.94 \times \ln(t) - 6.53}$$

- WO_3 : オゾン捕集用ろ紙上で生成した硝酸イオン量から換算したオゾン量 (ng)
- t : 曝露時間 (min)
- αO_3 : オゾンの大気濃度換算係数 (ppb・min / ng)
- T : 平均気温 (°C)
- β : 丹沢山地におけるオゾン濃度補正係数 (=0.8611)

なお、筆者らが以前丹沢山地において、オゾン連続測定機を用いた時間値データと比較したところ、本拡散型パッシブサンプラーのオゾン測定値は連続測定機を用いたオゾン濃度より14%程度過小評価となっており(武田ら, 2011)、その傾向はその後の調査でも同様であったことから、丹沢山地におけるオゾン濃度の補正係数 $\beta = 0.8611$ による補正を行った。

3 AOT40 及び平均風速の推定方法

AOT40は4～9月の日中6:00～18:00の1時間ごとのオゾン濃度の40 ppbを超える差分の積算値

で示される。今回は、犬越路測定局の直近6年分の月平均オゾン濃度とその月のAOT40の回帰式に拡散型パッシブサンプラーで観測された平均オゾン濃度を代入し、AOT40を算出した。AOT40の算出に必要な4～9月のデータのうち、今回測定できなかった2017年4～5月と2022年4月のデータについては犬越路測定局の直近6年分の当該月のAOT40から推定した。

改変型パッシブサンプラーのオゾン測定値は、平均オゾン濃度に風速によって能動的に運ばれたオゾンが加味されたオゾン暴露総量として評価することができる。オゾン暴露総量は、既報（武田ら，2011）では平均オゾン濃度と平均風速の積として評価したが、その後データを追加したうえで再検討し、平均オゾン濃度に平均オゾン濃度と平均風速の積を加えたほうが連続測定データとの当てはまりがよく、風速によって能動的に運ばれたオゾンの評価に適していると考えられた。そこで、この計算式にオゾン暴露総量として改変型パッシブサンプラーの観測値、平均オゾン濃度として拡散型パッシブサンプラーの観測値を代入することで平均風速を推定した。以下、拡散型パッシブサンプラーで観測されたオゾン測定値を平均オゾン濃度、改変型パッシブサンプラーで観測されたオゾン測定値をオゾン暴露総量、それら観測値から推定された平均風速を平均風速（推定値）という。

4 オゾン及び風速と周辺環境との関係解析

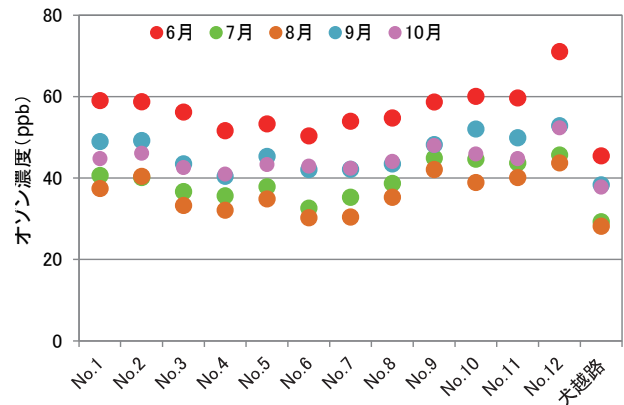
2017年に算出した草地・裸地の割合は、2017年の月ごとの平均オゾン濃度、オゾン暴露総量及び平均風速（推定値）と回帰分析を行った。2022年に調査した開空度は2022年に推定されたAOT40と、2022年に調査した植生の平均群落高は2022年の月ごとの平均オゾン濃度、オゾン暴露総量、平均風速（推定値）と回帰分析を行った。

Ⅲ 調査結果及び考察

1 平均オゾン濃度及びオゾン曝露総量

図4に2017年及び2022年の各地点の地上高2mの平均オゾン濃度の結果を示す。地上高1mの観測値は地上高2mの観測値よりやや小さくなる傾向があるものの概ね同様の結果であったため、以後のデータはすべて地上高2m地点のものとする。各地

(1) 2017年



(2) 2022年

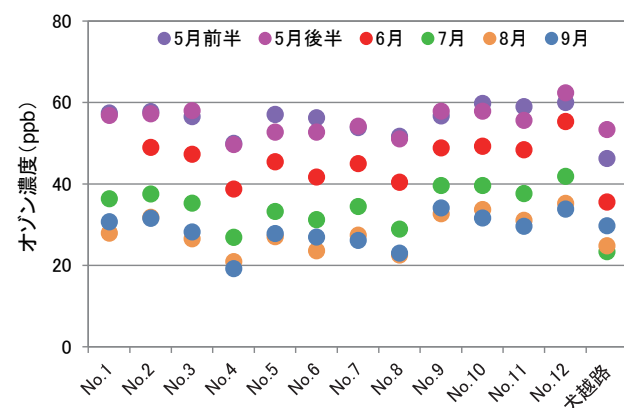


図4 2017年6～10月及び2022年5～9月の各地点の平均オゾン濃度

点とも、5～6月にオゾン濃度が高く、8月の夏季に低かった。筆者らが全国11の地方公共団体と共同で実施した調査でも、北は北海道の黒松内から西は福岡県の英彦山まで同様の傾向が見られた（武田ら，2010）。中田ら（2011）も佐渡島の山毛櫓ヶ平山や八海山のオゾン濃度は春季に高く、夏季に低かったとしている。

地点間で比較すると、地点No.4及びNo.8で低く、No.12で高い傾向が見られた。また、檜洞丸より標高の低い犬越路測定局では、檜洞丸の各地点よりオゾン濃度が低い傾向にあった。八海山でも標高の高い地点ほどオゾン濃度が高く（中田ら，2011）、このような傾向は日本の山岳地で広く認められている。

2017と2022年の両方で測定している6～9月について、5年経過後の平均オゾン濃度を比較すると、各月ともすべての地点でオゾン濃度は低下していた。最もオゾン濃度が低下したのは9月であり、9～22 ppb（平均18 ppb）低下していた。次いで6月（9～17 ppb、平均11 ppb）、8月（3～13 ppb、平均9 ppb）であり、最もオゾン濃度の低下度合い

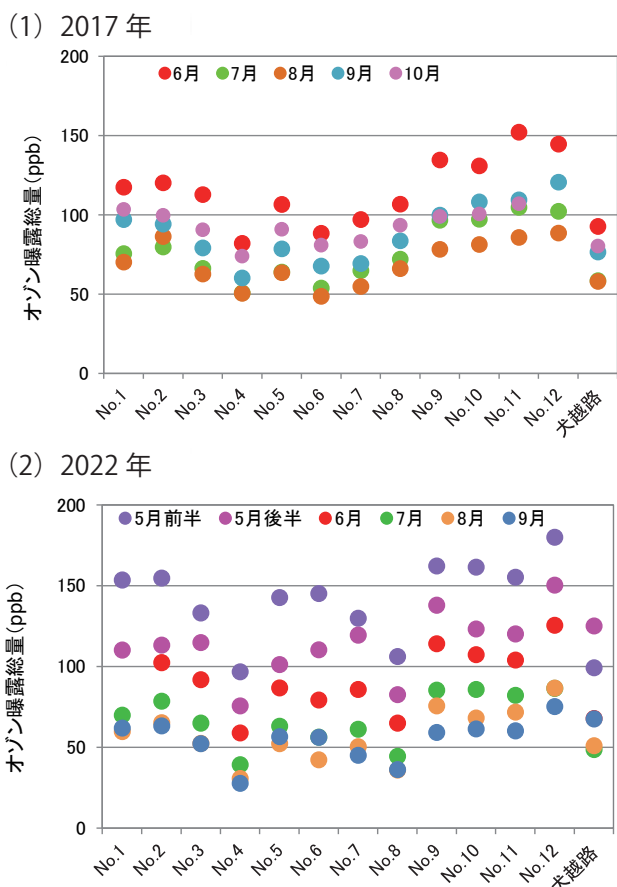


図5 2017年6～10月及び2022年5～9月の各地点のオゾン曝露総量

が小さかったのが7月(2～10ppb, 平均5 ppb)であった。別報で報告しているとおり、犬越路測定局において連続測定機で測定しているオゾン濃度は春季(4-6月)及び夏季(7-9月)に経年的に減少傾向を示しており、今回の拡散型パッシブサンプラーを用いた調査も同様の結果であった。犬越路測定局のオゾン濃度の低下は丹沢大山地域全体のオゾン濃度の経年的低下と考えられるが、その中でも地点No. 4及びNo. 8は顕著に低下していた。

図5に2017年及び2022年の各地点のオゾン曝露総量の結果を示す。オゾン曝露総量は平均オゾン濃度の1.1～3.0倍高かった。5～6月に高く、8月の夏季に低い季節変化の傾向は平均オゾン濃度と同様であったが、地点間の差は平均オゾン濃度より明瞭で、地点No. 4及びNo. 8で低く、No. 12で高い傾向が見られた。また、2022年檜洞丸の5月の結果では、ブナの展葉が始まる5月前半にオゾン曝露総量が特に高くなること示された。

2 AOT40 及び平均風速

AOT40の推定結果を図6に示す。2017年は18.8

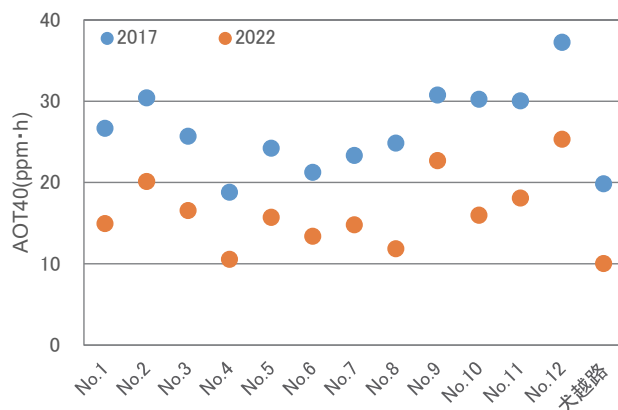


図6 2017年及び2022年の推定AOT40

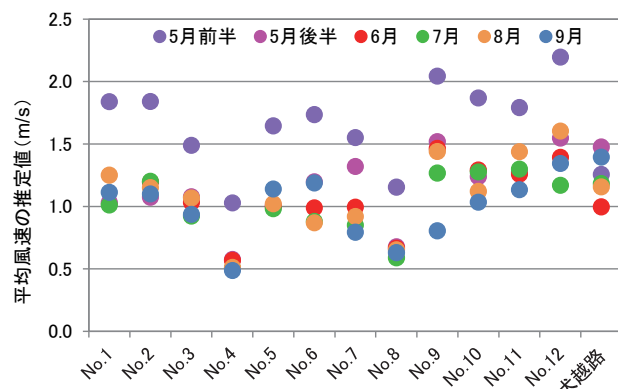


図7 各地点の平均風速(推定値)

～37.3 ppm·h, 2022年は10.6～25.3 ppm·hであった。犬越路測定局は2017年が19.9 ppm·h, 2022年が10.1 ppm·hであった。AOT40についても2022年は2017年に比べ、すべての地点で10 ppm·h前後低下していた。特にNo. 4, No. 8及び犬越路は2022年のAOT40が約10 ppm·hとなっていた。

欧米で行われたヨーロッパブナの苗木を用いたいくつかの実験から、1年当たりの成長が10%減少する値として10 ppm·hが示された(Fuhrer et al., 1997など)。これをうけ、WHOでは10 ppm·hを欧州の森林樹木に対して影響が出始める閾値(クリティカルレベル)として決定している(WHO2000)。2022年の檜洞丸No. 4とNo. 8のパッシブサンプラー及び犬越路で推定されたAOT40は欧州における森林樹木に対するクリティカルレベルと同等まで低下していることが明らかになった。オゾン濃度の高いNo. 10～12の地点は、2017年の時点ではAOT40が30～40 ppm·hに近い高い値であり、オゾンによるブナへのリスクは高いとしていたが、2022年ではAOT40は大きく低下しており、オゾンリスクが以前より大きく低下していることが示された。

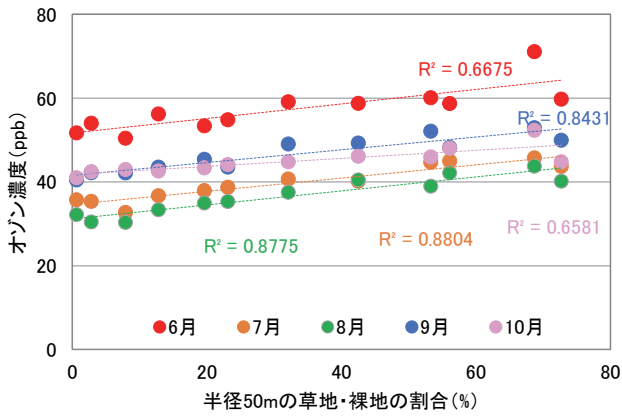


図 8 草地・裸地の割合と平均オゾン濃度の関係 (2017 年)

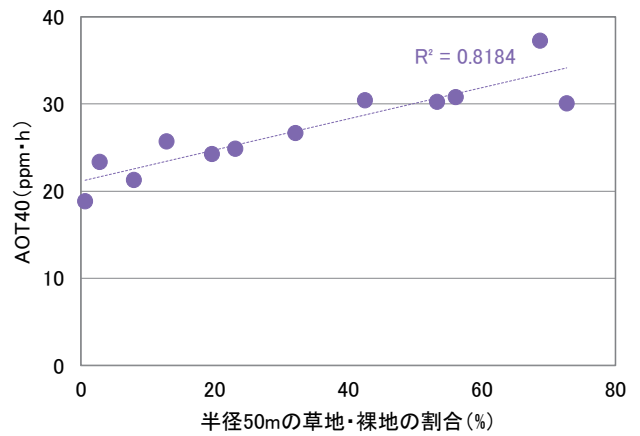


図 11 草地・裸地の割合と AOT40 の関係 (2017 年)

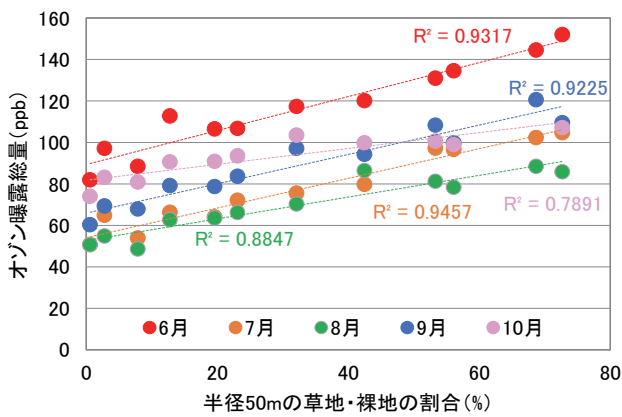


図 9 草地・裸地の割合とオゾン曝露総量の関係 (2017 年)

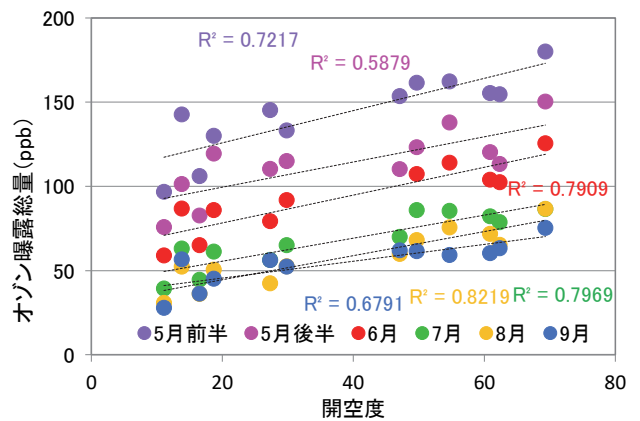


図 12 開空度とオゾン曝露総量の関係 (2022 年)

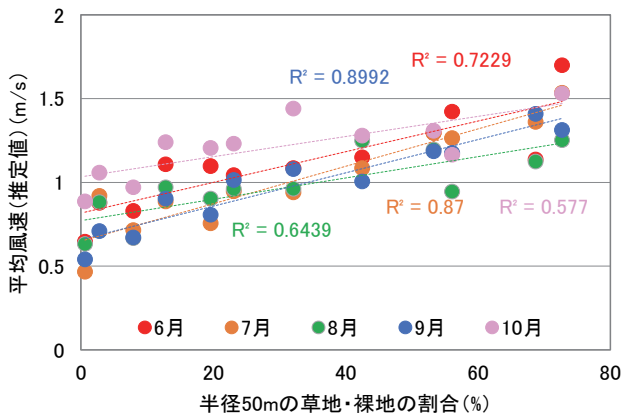


図 10 草地・裸地の割合と平均風速 (推定値) の関係 (2017 年)

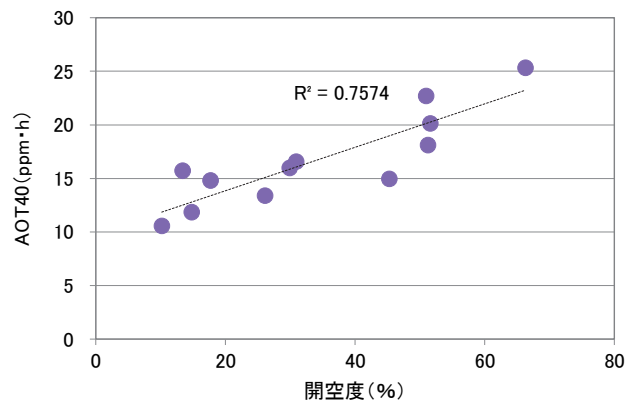


図 13 開空度と AOT40 の関係 (2022 年)

2022 年の各地点の平均風速 (推計値) を図 7 に示す。檜洞丸調査地点では、5 月後半及び 6～9 月の平均風速 (それぞれ 1.1, 1.1, 1.0, 1.1, 1.0 m/s) に比べ、5 月前半の平均風速 (1.0～2.2 m/s, 平均 1.7 m/s) が大きいことが示された。檜洞丸山頂付近に設置している気象観測所の連続測定データでも、5 月前半 (平均風速 2.1 m/s) が後半 (平均風速 1.4 m/s) に比べ大きく、同様の傾向を示して

いた。図 4 に示すように、5 月前半と後半でオゾン濃度は同程度であるが、オゾン曝露総量は 5 月前半のほうが 5 月後半より大きくなっており (図 5)、5 月前半は風速が大きいことによりオゾンリスクが高くなったと考えられる。

3 各種データと周辺環境との関係

2017 年の調査結果について、調査地点の半径 50m

の草地・裸地の割合と各月のオゾン濃度の関係を示した(図8)。いずれの月も相関がよく($R^2 = 0.66 \sim 0.88$)、草地・裸地化して開けた環境になるほどオゾン濃度が高くなることが明らかとなった。オゾン曝露総量(図9)ではさらに強い相関を示した($R^2 = 0.78 \sim 0.95$)。AOT40(図10)や平均風速(図11)についても草地・裸地の割合と強い相関を示し、草地・裸地化して開けた環境になるほどオゾンリスクが増大していた。

また、2022年の結果について、開空度とオゾン曝露総量(図12)及びAOT40(図13)との関係を示す。オゾン曝露総量、AOT40とも開空度と強い相関を示し、近隣に高木が少なく開空度が大きい地点ほどオゾン曝露総量もAOT40も高かった。平均群落高との関係を見ると、弱～中程度であるものの、平均群落高が高いほどオゾン曝露総量(図14)もAOT40(図15)も低くなる逆相関の傾向が見られた。

これらのことから、下層植生が豊かで更新木が成長し、林冠の開空度が小さいほどオゾンリスクが低くなる可能性が示された。林縁や樹冠より林内でオゾン濃度が低くなる理由は、大気汚染物質の葉面へ

の沈着や樹木による吸着による濃度低下の他に、樹木で遮蔽されることによって気流や乱れが変化し、拡散させる効果があるためである(市川ら, 2020)。檜洞丸で観測されたように、林冠ギャップが小さいこと、また林床植生の群落高が高くなり、地上高2mに設置したパッシブサンプラー周辺に樹木の枝葉が多くなることでオゾン濃度が低下する傾向は市川ら(2020)と矛盾しない結果であった。天然更新を促進し、林冠ギャップの閉鎖を進めることによりオゾンリスクを軽減できる可能性が考えられた。

IV おわりに

オゾンは森林生態系に対して最も危険なガス状大気汚染物質と考えられており、丹沢のブナに対しても大きなストレスとなっていることが明らかとなっている。

実際にブナが生育している檜洞丸山頂周辺において、パッシブサンプラーを用いたオゾン濃度等の測定を実施し、以下の知見を得た。

1. 拡散型パッシブサンプラー及び改変型パッシブサンプラーを並列で設置することにより、檜洞丸周辺地点の平均オゾン濃度、オゾン曝露総量、平均風速(推定値)の状況を把握できた。
2. 草地・裸地の割合や開空度が高いほど平均オゾン濃度は高くなり、平均群落高が高いほど、平均オゾン濃度が低くなる傾向が見られた。オゾン曝露総量やAOT40も同様の傾向が見られ、下層植生が豊かで更新木が成長し、林冠の開空度が小さいほどオゾンリスクが低くなる可能性が示された。
3. 5年経過後の平均オゾン濃度、オゾン曝露総量及びAOT40はすべての地点で低下していた。AOT40は、地点によっては欧州における森林樹木に対するクリティカルレベルと同等レベルまで減少しており、丹沢山地におけるオゾンリスクは小さくなっていることが明らかとなった。

謝辞

パッシブサンプラーの設置・撤去に関し、自然環境保全センター根本秀嗣氏、増子和敬氏、大石圭太氏、久保典子氏、野辺陽子氏、山崎浩太氏、元自然環境保全センター西口孝雄氏、相原敬次氏、農業技術センター柳下良美氏、柴田健一郎氏、環境科学セ

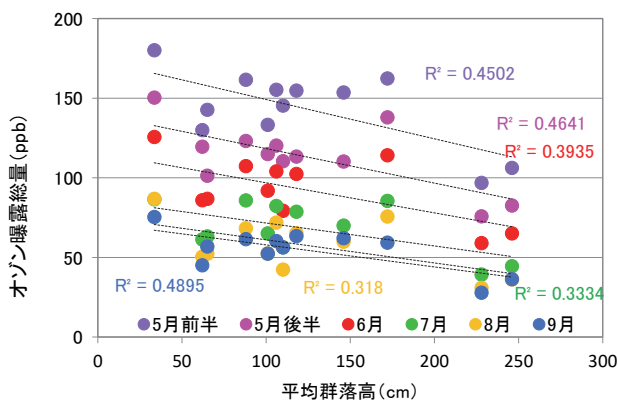


図14 平均群落高とオゾン曝露総量の関係(2022年)

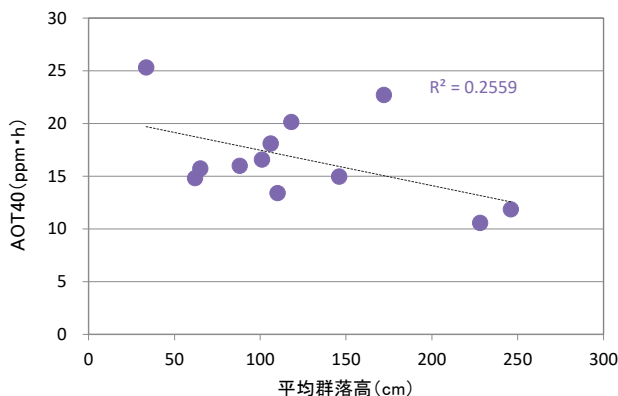


図15 平均群落高とオゾン濃度の関係(2022年)

ンター宮澤誠氏にご協力いただいた。パッシブサンプラーの月ごとの交換回収には自然環境保全センター根本秀嗣氏に甚大なご協力をいただいた。ここに謝意を表す。

参考文献

- Ashmore M., Bell N. and Rutter J. (1985) The role of Ozone In Forest Damage In West Germany. *AMBIO* 14(2) : 81-87
- 阿相敏明・武田麻由子・相原敬次 (2001) 西沢における酸性雨及び大気汚染物質の汚染状況. 神奈川県環境科学センター研究報告 24 : 82-89
- Chappelka A. H. and Samuelson L.J. (1998) Ambient ozone effects on forest trees of the eastern United States: a review. *New Phytol* 139 : 91-108
- Fuhrer J., Skärby L., Ashmore M. R. (1997) Critical Levels For Ozone Effects on Vegetation in Europe. *Environ. Pollut.* 97(1-2) : 91-106
- 市川陽一・露木敬允・薦田直人・宮元健太・廣畑智也・中園真衣・関 光一・毛利英明・守永武史 (2020) 森林における大気汚染物質の輸送におよぼす遮蔽による流体力学的効果の解析. *大気環境学会誌* 55(2) : 50-59
- 河野吉久・須藤仁・石井孝・相原敬次・内山佳美 (2007) 丹沢山地周辺の大気汚染物質の濃度の実態とブナに対する影響. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財)平岡環境科学研究所). 383-395.
- Krause G. H. M., Arndt U., Brandt C. J., Bucher J., Kenk G. and Matzner E. (1986) Forest decline in Europe : Development and Possible Causes. *Water, Air and Soil Pollution* 31 : 647-668
- 宮脇昭・大場達之・村瀬信義 (1964) 丹沢山塊の植生. (丹沢大山学術調査報告書. 国立公園協会編. 神奈川県). 54-102.
- 室崎将史・藤田慎一・高橋 章・速水 洋・三浦和彦 (2006) 富士山におけるパッシブサンプラーを用いたオゾン濃度の鉛直分布の測定. *大気環境学会誌* 41(6) : 347-354
- 中田 誠・武 直子・大原利真・大泉 毅 (2011) 佐渡島と新潟県内陸の山岳におけるオゾン濃度の垂直変化と季節変動, *環境化学* 21(3) : 237-243
- Pye M. (1988) Impact of Ozone on the Growth and Yield of Trees : A Review. *J. Environ. Qual.* 17(3) : 347-360
- 武田麻由子・相原敬次 (2007) 丹沢山地の大気中オゾンがブナ (*Fagus crenata*) 苗に及ぼす影響. *大気環境学会誌* 42(2) : 107-117
- 武田麻由子・小松宏昭・野口 泉・山口高志・斉藤勝美・小林貴司・和田 覚・小川和雄・三輪 誠・山根正伸・田村 淳・谷脇 徹・越路 正・相原敬次・太田良和弘・中西隆之・西本孝・水谷瑞希・中島春樹・山本哲也・須田隆一・藤川和浩・小林祥子・笹川裕史・清水英幸 (2010) ブナ林衰退地域における総合植生モニタリング手法の開発. 神奈川県環境科学センター研究報告 33 : 71-76
- 武田麻由子・小松宏昭・飯田信行 (2011) フラックス捕捉型パッシブサンプラーを用いた丹沢山におけるオゾン移流フラックス及び風速の評価. 神奈川県環境科学センター研究報告 34 : 14-20
- 武田麻由子・小松宏昭・岡敬一・阿相敏明 (2013) 西丹沢における大気汚染物質及び酸性雨の状況 (1996 ~ 2011). 神奈川県環境科学センター研究報告 36 : 27-35
- WHO (2000) Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/107335/9789289013581-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- 山根正伸・相原敬次・鈴木透・笹川裕史・原慶太郎・勝山輝男・河野吉久・山上明 (2007) ブナ林の再生に向けた総合解析. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財)平岡環境科学研究所). 703-710

丹沢山地 4 地点における 4 年間の気象観測結果と 2019 年台風 19 号の降雨について

齋藤央嗣*・丸井裕二*・大内一郎*・谷脇 徹*

4-year meteorological observation results at four locations in the Tanzawa Mountains and the rainfall of Typhoon No. 19 in 2019

Hiroshi SAITO*, Yuji MARUI*, Ichiro OUCHI*, Toru TANIWAKI*

要 旨

齋藤央嗣・丸井裕二・大内一郎・谷脇 徹：丹沢山地 4 地点における 3 年間の気象観測結果と 2019 年台風 19 号の降雨について 神奈川県自環境セ報告 18 : 21-26, 2024 丹沢山地のブナ林衰退への影響機構解明を目的に丹沢山（標高 1567m）、檜洞丸（同 1550m 地点）、鍋割山（同 1272m）および菰釣山（同 1379m）での気象観測を実施している。月平均気温は、丹沢 4 地点の同調性は高く、標高による気温減率で補正した値とよく一致した。積算日射量は、測定地点の立木による影響が考察された。降水量は、3 地点は 2300mm 以上であったが、菰釣山は海老名よりも少ない値であった。2019 年台風 19 号の降雨では丹沢山が突出して多く期間中 3 日間で 738mm を記録した。

キーワード：丹沢、気象、気温減率、降水量、台風 19 号

I はじめに

神奈川県では、丹沢山地のブナ林再生に係る基盤データを取得することを目的に大気汚染物質（オゾン）と併せて気象計測を実施してきた。これまでの観測地点は、1993 年（平成 5 年）から 2000 年（平成 12 年）までに水沢（標高 1100m）、堂平（同 1000m）、竜が馬場（同 1450m）およびワサビ沢（同 450m）で実施した（越地 1995；越地・中嶋, 1997, 中嶋・越地, 2001）。さらに、2002 年（平成 14 年）8 月からは大野山（標高 570m：2016 年 3 月まで）、丹沢山（同 1567m）、檜洞丸（同 1550m 地点）、鍋割山（同 1272m）および菰釣山（同 1379m）の山頂または山頂付近で気象観測を継続している（中嶋

ら, 2003；山根ら, 2007a)。このうち、丹沢山と檜洞丸は、ブナの衰退枯死が発生したエリアであり（山根ら, 2007b）、例えば衰退枯死の一つの要因となっているブナハバチの発生時期には積算温度が関係していると考えられる（谷脇ら, 2016）ように、現地での気象観測はブナの生育環境の基盤データであるとともに、衰退機構の解明やブナハバチ発生予察等の対策を講じる上で重要である。しかしこれらの気象観測結果について、山根ら（2007a）の以降総合的な考察がなされていない。

そこで今回、直近 4 年間（2018～2022）の気象観測結果をとりまとめ、観測項目のうち月平均気温、降水量及び積算日射量について年変動を検討したので報告する。またこの期間中の 2019 年 10 月 12 日

表1 観測地点の概要

観測所名称	所在地	標高	緯度(測地系)	経度(測地系)
丹沢山	愛甲郡清川村丹沢山山頂	1567m	北緯35度28分29秒	東経139度9分47秒
檜洞丸	足柄上郡山北町檜洞丸山頂南西約300m	1550m	北緯35度28分44秒	東経139度06分09秒
鍋割山	足柄上郡松田町鍋割山山頂	1272m	北緯35度26分38秒	東経139度08分29秒
菰釣山	足柄上郡山北菰釣山山頂	1379m	北緯35度27分49秒	東経138度58分43秒

に伊豆半島に上陸した台風19号(令和元年東日本台風)により、丹沢山で3日間の総雨量が738mmを観測するなど大雨もたらした。その降雨の詳細についてもあわせて報告する。

II 調査方法

1 気象観測地点と測定方法

気象観測は、丹沢山(山頂、標高1567m)、檜洞丸(山頂の南西、同1550m地点)、鍋割山(山頂、同1272m)および菰釣山(山頂、同1379m)で実施した(表1、図1)。2018～2021年の気象観測データのうち観測地点の月平均気温、1～12月の月間降水量、月間日射量を集計した。比較データとして、気象庁の海老名測候所(標高18m)のアメダスのデータを用いた(気象庁HP ;<https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> 2023年4月28日確認)。

気象観測は、4か所の観測地点のいずれも商用電力の供給がないことから、ソーラーパネルによる発電を行い必要な電力を得た(図1)。気象機器のデータは10分ごとにロガーに集積し、携帯電話もしくは衛星電話によりデータを保全センター内に設置したホストパソコンに転送した。観測に用いた気象機

器は2021年11月までは温度計(R-005-341-4、以下いずれも光進電気工業、東京)、雨量計(RT-1036)、日射計(CMP-3E)を用いた。2021年11月にシステムの更新を行い、温度計(R-903、以下いずれもAneos社、東京)、雨量計(RS-102N)、日射計(MS-60C)を用いた(図1)。気象機器はいずれも気象業務法第9条にもとづく検定に合格した機器を用いた。

2 データの集計及び解析方法

(1) 月平均気温と温量指数

観測された丹沢4地点と比較点として、気象庁の海老名測候所の観測地点の月別の平均気温を集計し比較を行った。また気温減率(標高100mにつき0.6℃)により丹沢山(1567m)の標高にあわせ比較を行った。さらに温量指数(吉良, 1949)を求めた。温量指数は各月の月平均気温から5℃を減じ0℃以上の月の値の積算値である。

(2) 積算日射量

丹沢4地点の観測地点の月別の降水量を集計し比較を行った。なおアメダスは日照時間の測定であるため、丹沢各地点の比較のみを行った。

(3) 月間降水量

丹沢4地点と海老名測候所の観測地点の月別の降水量を集計し比較を行った。

(4) 2019年台風19号による降水量

解析対象の4年間の間に2019年の台風19号が来襲し東日本各地に大きな被害をもたらした(気象庁, 2020)ことから、降水のあった2019年10月10日～12日の日降水量、時間雨量を集計した。

III 結果及び考察

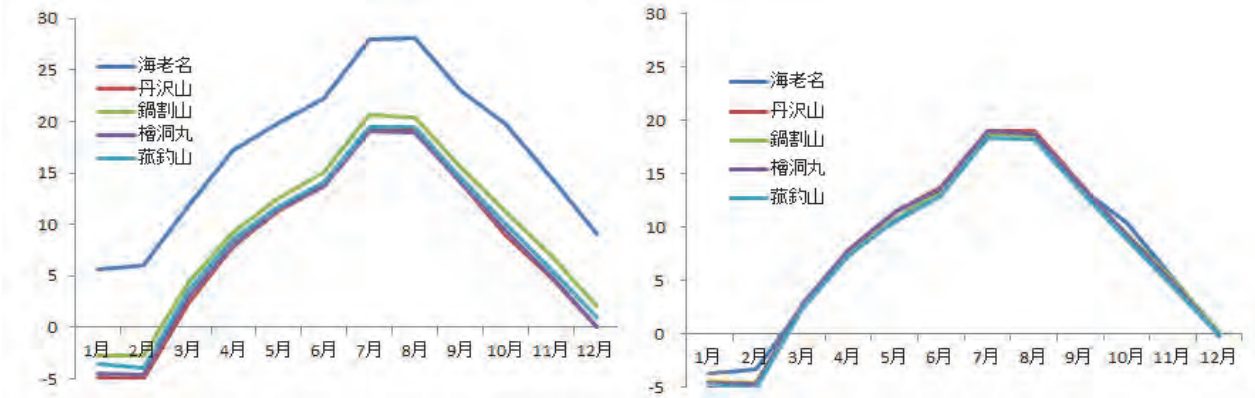
1 観測地点の月平均気温と温量指数

2018年から2021年の観測地点別の月平均気温の

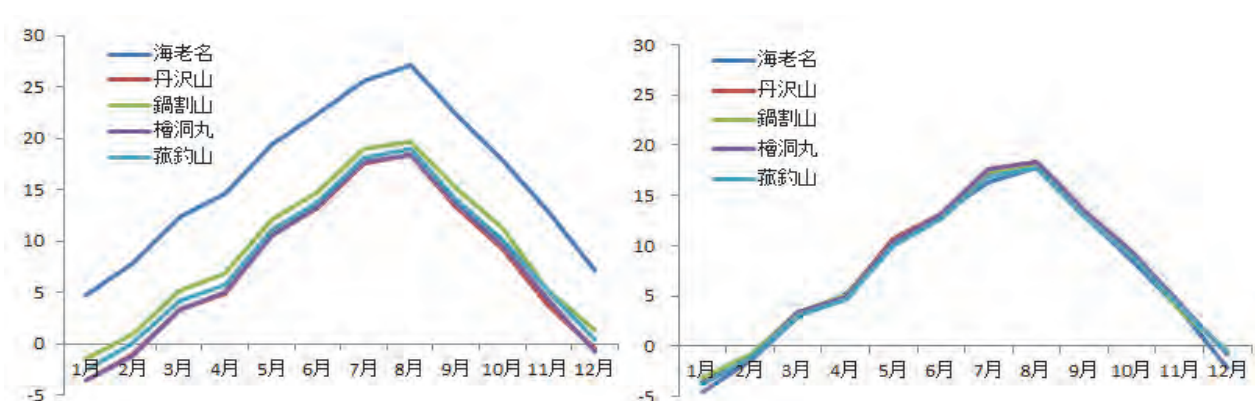


図1 気象観測施設の状況(檜洞丸)

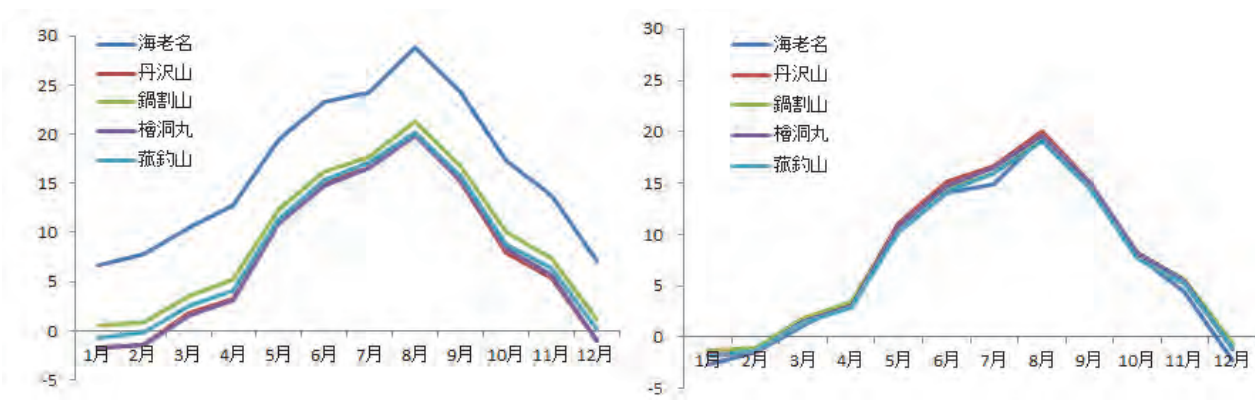
(2018)



(2019)



(2020)



(2021)

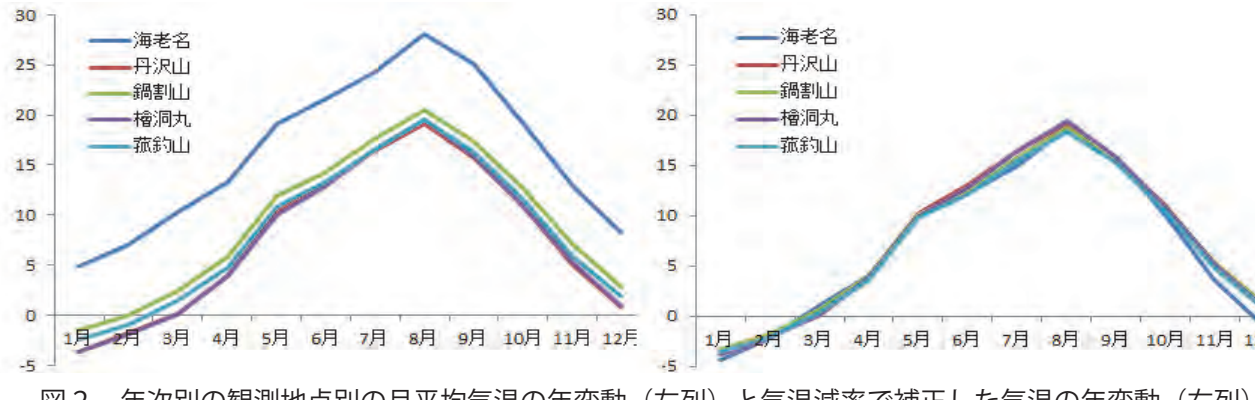


図2 年次別の観測地点別の月平均気温の年変動（左列）と気温減率で補正した気温の年変動（右列）
縦軸は℃を示す。右列は丹沢山（1567 m）を基準に標高差を気温減率（0.6℃/100m）で補正した。

変動と標高による気温減率で補正した値を図2に示す。丹沢4地点の平均気温は、2018年と2020年、2019年と2021年がほぼ同等で前者が0.2℃程度高い気温であった。海老名では2018年の平均気温が高く、他の年と比較し0.7℃以上高くなっており、丹沢各地点の方が年変動が小さい状況であった。月平均気温はおおむね8月が最も高くなったが、2018年は丹沢山で7月と8月が同値で他の3地点で7月の方が高くなった。最高値は2020年の鍋割山で21.3℃であり、同山は2021年以外20℃を上まわった。他の地点は2020年の丹沢山(20.1℃)以外20℃以下であった。最低は2018年以外1月であったが、2018年のみ丹沢各地点とも2月が最低となり、最低値は同年2月の丹沢山であり-5℃であった。

丹沢各地点間の同調性は高く、ほぼ同一の変動を示した。平均気温は2021年では年間平均気温は丹沢山と檜洞丸は同じ(7.5℃)で2020年より0.2℃低下した。鍋割山が(9.2℃)で最も高くなった。標高による気温減率で調整した月平均気温の変動を図2右列に示す。各年ともに各地点のグラフがほぼ重なっており、気温減率が良くあてはまり、このことは丹沢各所の気象観測のこれまでの報告(越地1995;越地・中嶋,1997;青木,1997;山根ら,2007a)と一致した。ただし山根ら(2007a)は最低気温では、気温減率どおりに低下していないことを報告している。今回の結果では図2の右列のグラフで12月から2月の冬期間にグラフの重なりが外れる傾向が見られた。

一方、平均気温から求めた温量指数を表2に示す。温量指数は各地点とも2018年が最も高い値を示した。温量指数が45~85が冷温帯林(ブナ帯)とされるが(吉良,1949)、いずれの地点もこの範囲にあり、今回の4地点は気象の点からもブナ帯の範囲であることが示された。

表2 丹沢各地点の4年間の温量指数(WI)

年次	海老名	丹沢山	鍋割山	檜洞丸	菰釣山
2018	145.4	59.2	71.6	59.8	63.6
2019	134.4	55.6	67.1	56.2	59.0
2020	135.9	56.6	67.1	56.3	59.9
2021	134.6	52.6	64.1	53.0	56.9
平均	137.6	56.0	67.5	56.3	59.9

2 観測地点の積算日射量

2018年から2021年の積算日射量の年次変動を図

3に示す。海老名では日照時間のみの測定であるため丹沢4地点のみ示した。降水量に比較し測定地間の差は少ない。4年間にわたり鍋割山が最も高くなった。2021年は、前年に比較し各地点とも増加し、過去3年間と比較し最も高くなった。同年は平均気温はやや低い年であり、必ずしも平均気温と同調して変化していなかった。2018年を除き鍋割山、丹沢山、檜洞丸、菰釣山の順であった。標高等が関係ない結果となり、観測地点の周辺環境が影響している可能性がある。

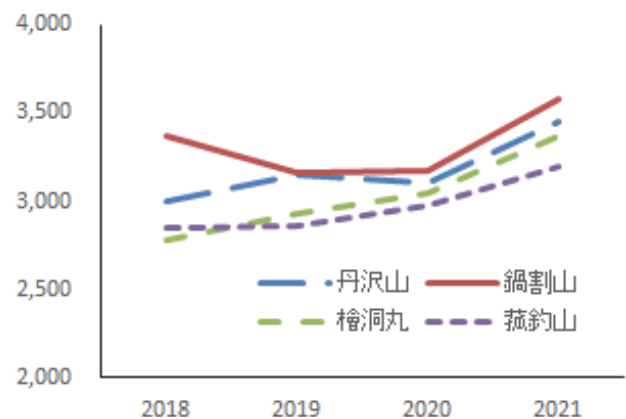


図3 観測地点別の積算日射量の年変動
縦軸は年間の積算日射量 (MJ/m²)

3 観測地点の月間降水量

2018~2021年の月別の降水量の年変動を図4に示す。4年間の平均の年間降水量は、丹沢山が2721mmで最も多く檜洞丸と鍋割山が2300mm台で、菰釣山が1789mmで海老名の1843mmよりも少なくなった。丹沢山は後述する2019年の台風19号による降雨の影響が大きく、同年の年間降水量は3471mmを記録した。2021年はいずれの地点で増加し、檜洞丸が2848mmで最も多く、丹沢山と鍋割山が2500mm程度で同様であり、海老名が2100mm程度、前年海老名と同程度であった。菰釣山は1800mm程度で5か所のうち最も少なくなった。山根ら(2007a)による2001年から2005年の解析では、丹沢及び近接地の多くの地点で2200mmを超えており、海老名と比較して2~3割以上多いことを報告している。今回同様の結果となったが、菰釣山は海老名よりも少なく、丹沢でも降水量がやや少ない地点があることが示された。

2021年の檜洞丸は8月に集中豪雨等で999mmに達するなど局地的な豪雨の影響が大きいことが推定

された。年間降水量も 3000mm 近くになり、同じ西丹沢の菰釣山と比較し 1000mm 以上の差があり、地点間の差が大きくなった。丹沢各地点は 2018、21 年で 8 月に降水量が最も多くなった。降水量は一般的に梅雨期の 6 月や台風シーズンの 9 月に多いが、丸田・臼井 (1997) は、丹沢では夏の雷雨やにわか雨の影響で 8 月に多いことを報告しており、同様の結果となった。また山根ら (2007a) の報告同様に冬季の降水量が少なかった。

があり (山根ら, 2007a)、それに次ぐ値になっている。

そこで台風の接近に伴う 3 日間の降水量を図 6、時間雨量の推移を図 7 に示す。海老名は 280.5mm、丹沢では丹沢山以外は 340 ~ 400mm 程度の降雨であるのに対し、丹沢山は 3 日間で 738mm、10/12 の日雨量は 677mm を超え突出して多いことがわかる。雨量は、同じ丹沢山塊であっても大きく異なることから地形の影響が大きく作用するものと思われる。な

4 2019 年台風 19 号の降雨

台風 19 号の来襲した 2019 年の月別降水量を図 5 に示す。いずれの観測点も 10 月の降水量が最も高くなっており、台風による影響が考察される。しかし丹沢山が他地点と比較し 1000mm 近く高く 3471.5mm に達しており、台風による降雨による影響が考察される。過去の丹沢で報告された記録では、丹沢山の中腹の堂平で 2004 年に記録された 3932mm

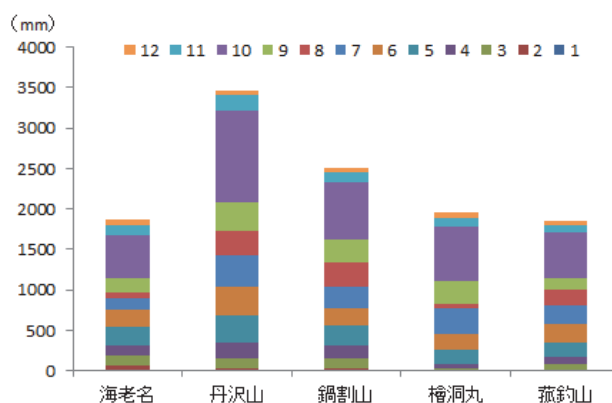


図 5 観測地点別の月別降水量 (2019)
縦軸は月別の降水量を示す

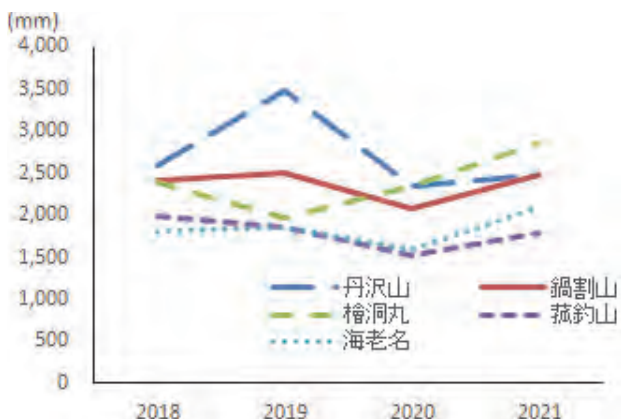


図 4 観測地点別の降水量の年変動
縦軸は年間の降水量 (mm)

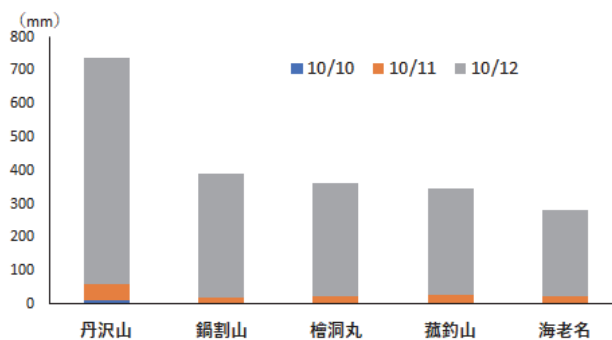


図 6 観測地点別の 2019 年台風 19 号による日別降水量

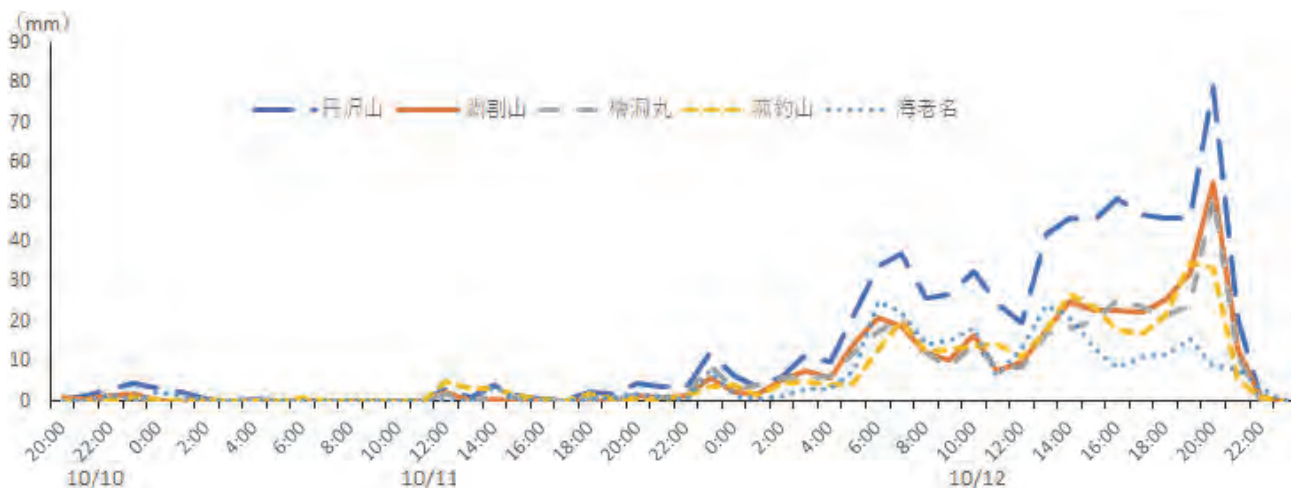


図 7 2019 年台風 19 号による時間別降水量の推移

お10/12は、丹沢に近接する箱根のアメダスで922.5mm、72時間雨量で1001.5mmを観測しており、いずれも全国1位であった(気象庁, 2020)。

一方、図7の時雨量の推移では、海老名では12日7時に最大時雨量22.5mmとなっているのに対し、丹沢4地点では降雨の終了する2時間前の同日20時にピークを迎えており、丹沢山では79mmに達している。これは気象庁の記録では、10/10から10/13の期間最大が岩手県普代の95mm、丹沢山の79mmは全国7位に相当する記録であった(気象庁, 2020)。また丹沢山では、13時以降40mmを超える猛烈な雨が8時間にわたって続いており、周辺で土砂災害につながったものと思われた。

V 謝辞

本研究を実施するにあたり、相原敬二氏には、データの収集、観測装置等の保守等にご尽力をいただいた。丹沢山及び菰釣山の観測には、東京神奈川森林管理署の許可を得た。ここに記してお礼申し上げます。

VI 引用文献

青木正敏 (1997) 檜洞丸山頂付近における夏期の気象の特徴、丹沢の気象四季。古林賢恒編、丹沢自然ハンドブック。自由国民社、東京

吉良龍夫 (1949) 日本の森林帯。林業解説シリーズ17、日本林業技術協会、東京

気象庁 (2020) 災害時気象報告 令和元年東日本台風等による10月10日から10月26日にかけての大雨・暴風等。気象庁災害時自然現象報告書2020年第3号

気象庁HP: 過去の気象データ探索。https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php

越地 正 (1995) 丹沢山地の2,3の地点における気象観測資料の解析1。神奈川県林業試験場研究報告, 21:51-94

越地 正・中嶋伸行 (1997) 丹沢山地の2,3の地点における気象観測資料の解析2。神奈川県林業試験場研究報告23:17-67

丸田恵美子・臼井直美 (1997) 酸性雨・霧。神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編、丹沢大山自然環境総合調査報告書。pp. 81-88。神奈川県環境部

中嶋伸行・越地 正 (2001) 東丹沢・堂平における7年間の気温統計。神奈川県自然環境保全センター研究報告28:63-70

中嶋伸行・山根正伸・高田康雄・豊長義治 (2003) 携帯電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測。神奈川県自然環境保全センター研究報告30:15-26

谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸 (2016) 丹沢山地ブナ林の衰退要因とその複合作用。神奈川県自然環境保全センター報告14:1-12

山根正伸・藤沢示弘・田村淳・内山佳美・笹川裕史・越地 正・中嶋伸行・齋藤央嗣 (2007a) 丹沢山地における最近の気象の特徴。丹沢大山総合調査学術報告書(丹沢大山総合調査団編)、財団法人平岡環境科学研究所、神奈川、pp375-382

山根正伸・藤沢示弘・田村淳・内山佳美・笹川裕史・越地 正・齋藤央嗣 (2007b) 丹沢山地のブナ林の現状—林分構造と衰退状況—。丹沢大山総合調査学術報告書(丹沢大山総合調査団編)、財団法人平岡環境科学研究所、神奈川、pp479-484

ブナハバチの食害を模した摘葉がブナに与える影響

上田正文*

Effects of artificial defoliation shortly after full leaf expansion, simulating insect damage, on the hydraulic properties of current year shoots of Japanese beech (*Fagus crenata*).

Masafumi UEDA*

要旨

上田正文：ブナハバチの食害を模した摘葉がブナに与える影響 神奈川県自環保セ報告 18：27-39, 2024 丹沢山地ブナ林の保全に資することを目的に、1) 昆虫食害を模した摘葉がブナ当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響、2) ブナハバチの食害を模した展葉完了まもなくの摘葉がブナ苗木の当年枝木部水分通道能力と細根量に与える影響、3) 摘葉が圃場に生育する中型ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響について調べた。ブナハバチの食害を模して展葉完了まもなくの5月に摘葉を行うと、平均道管内径と理論比水分通道度が低下し道管密度が上昇したことから、ブナハバチによる失葉がブナの当年枝木部の水分通道組織構造に影響を及ぼすことが推測された。展葉完了まもなくのブナ苗木に摘葉を行った結果、当年枝木部の比水分通道度と細根量が減少したことから、展葉完了まもなくの摘葉が、ブナの当年枝木部の水分通道と土壌からの水分吸収を低下させる可能性が示された。圃場に生育する10年生中型ブナに摘葉を行った結果、中型ブナにおいても展葉完了まもなくの失葉は、当年枝木部の水分通道組織構造に影響を及ぼし、その影響は摘葉後翌年まで及ぶことが明らかとなった。本研究により丹沢山地ブナ林の保全のため重要な知見が得られた。

キーワード：森林衰退、食葉性昆虫、道管、木部水分通道度、水分生理

1. はじめに

世界各国で森林・樹木の衰退・衰弱現象が報告されている (Manion and Lachance 1992)。日本においても各地で森林・樹木の衰退・衰弱現象が観察されており (堀田ら 1993)、近年では神奈川県丹沢山地におけるブナ林の衰退が報告されている (越地ら 1996)。丹沢山地は、都心からわずか50km程度の距離に位置し、生物多様性に富んだ豊かな自然をいまだ多く残す場所として貴重な存在である (丹沢大山総合調査団 2006)。しかし、1970～1980年以降にブ

ナ (*Fagus crenata* Blume) の衰弱枯死が目立ち始め (越地ら 1996)、2000年代以降もブナ林の衰退が進行している (鈴木・山根 2013; 山根・鈴木 2012)。

丹沢山地のブナ林の衰退原因として、オゾン等の大気汚染物質、森林環境の乾燥化および食葉性昆虫であるブナハバチ (*Fagineura crenativora* Vikberg and Zinovjev) の食害によるブナの失葉が複合的に影響しているとされている (山根ら 2007)。森林環境の乾燥化については、ニホンジカの採食による林床植生の退行やブナが枯死したことによる林冠ギャップの形成により生じている (山根ら 2007)。

* 京都府立大学大学院生命環境科学研究科 (〒606-8522 京都市左京区下鴨半木町1-5)

ブナハバチのブナへの食害については、1990年代以降のブナ林衰退に強く関与しているとされる(谷脇 2015; 谷脇ら 2016)。丹沢山地のブナは、展葉完了まもなくに大量発生したブナハバチの摂食により著しく失葉すると枝先枯れを起し衰弱する傾向があり、繰り返し失葉することで、枯死する可能性が高まると考えられている(山上ら 2007)。しかしながら、ブナハバチの大発生時に生じるブナの失葉が、ブナにどのような影響を及ぼすのかについては、これまで明らかになっていない。

ブナは、ブナハバチの他に、ブナアオシャチホコ(*Quadricalcarifera punctatella* (Motschulsky))の大発生によっても激しい失葉を生じる(鎌田 1994)。しかし、ブナアオシャチホコの食害については、ブナを枯死させる例は報告されていない(鎌田 1994)。ブナハバチとブナアオシャチホコの幼虫の孵化時期は、それぞれ5月中下旬頃(Shinohara *et al.* 2000; 山上ら 2007)と6月中下旬頃(鎌田 1994)で、幼虫の発育日数はブナハバチでは12~20°Cの範囲でオスが12~26日、メスが16~32日(谷ら 2009)、ブナアオシャチホコが30~50日であり(鎌田 2006)、ブナを食害し失葉させる時期は、ブナハバチがブナアオシャチホコより1ヶ月程度早い。木部の水分通道組織である道管の形成は、展葉フェノロジーと密接に関係する(Suzuki *et al.* 1996; Suzuki *et al.* 2000; Takahashi *et al.* 2013; 2015)。そのため、ブナハバチの食害による展葉完了まもなくに生じる失葉は、ブナの木部水分通道組織構造に影響を及ぼす可能性が考えられる。また、展葉完了まもなくに生じる失葉が、ブナの木部水分通道組織構造に大きな影響を及ぼすとすると、展葉完了まもなくに生じるブナハバチの食害による失葉は、木部の水分通道能力にも影響を及ぼすことが予想される。また、失葉は、木部水分通道組織構造以外に、細根量にも影響を与えることも知られている(Gieger and Thomas 2002; Karolewski *et al.* 2010)。また、現在、丹沢山地のブナ林を保全するため、ブナハバチ幼虫の孵化発生前にジノテフラン液剤をブナに樹幹注入し、ブナハバチの食害を防除する方法が開発されている(谷脇 2015; 谷脇ら 2015)。しかし、ブナハバチの食害により失葉したブナを衰弱から回復させるために、ブナハバチの防除を何年間継続して行う必要があるかなど、防除を行う際に必要となる基礎的情報の蓄積は十分

とは言えない。

そこで本研究は、丹沢山地のブナ林の保全に資することを目的とし、2章において、昆虫食害を模した摘葉がブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響として、昆虫食害を模した摘葉を時期を変えてブナ苗木に行い、摘葉強度と摘葉時期の違いがブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響を明らかにした。そして、3章において、ブナハバチの食害を模した展葉完了まもなくの摘葉がブナ苗木の当年枝木部水分通道能力と細根量に与える影響として、ブナ苗木に展葉完了まもなくに摘葉を行い当年枝の水分通道能力と根茎に生じる影響を明らかにした。そして、4章として、摘葉が圃場に生育する中型ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響として、野外に生育する中型サイズのブナに摘葉強度と摘葉時期を変えて摘葉を行い、摘葉完了まもなくの失葉が樹齢とサイズに無関係にブナに影響を与えるか否かを検証した。また、展葉完了まもなくの失葉の影響が失葉後、何年にわたり継続して生じるかについて明らかにした。

なお、本報告はこれまでの研究成果を概説したものである。2章は上田ら(2019)、3章は小沢ら(2019)、4章は植村ら(2019)にそれぞれ該当する。使用した図表については、日本森林学会誌および日本緑化工学会誌より転載の許諾を得ている。

2. 昆虫食害を模した摘葉がブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響

2.1. 緒言

ブナは、ブナハバチの他に、ブナアオシャチホコの大発生によっても激しい失葉を生じる(鎌田 1994)。しかし、ブナアオシャチホコの食害については、気象害などの他の要因と重なった場合を除き、ブナを枯死させる例は報告されていない(鎌田 1994)。ブナを食害し失葉させる時期は、ブナハバチがブナアオシャチホコより1ヶ月程度早い。そのため、展葉完了まもなくに生じる失葉は、展葉完了からしばらく後に生じる失葉と比較し、ブナの木部水分通道組織構造に影響を及ぼすことが考えられる。そこで、失葉時期の違いがブナの木部水分通道組織構造に与える影響を明らかにするため、ポット植えブナ苗木に、強度と時期を変えて摘葉処理を施して生育させ、当年枝の木部水分通道組織構造に生

じる違いについて調べた。

2.2. 材料と方法

2.2.1. 材料

材料として、神奈川県丹沢山系堂平で採取した種子を育成した3年生ブナ苗木(126本)を用いた。京都府立大学附属演習林苗畑(京都市左京区下鴨半木町)において、10Lポットに土壌(鹿沼土:赤玉土=1:2)を入れ、それぞれのポット毎にほぼ同じサイズのブナ苗木を3個体ずつ植栽した。作成したポット数とブナ供試個体数は、2015年11月に7ポット21個体および2016年11月に14ポット42個体である。ポットは、摘葉試験開始直前まで屋外に置き、2日に一度十分な灌水を行うとともに、試験終了まで2週間に一度の頻度で全てのポットに液体肥料(ハイポネックス(株)ハイポネックス ジャパン、大阪、N:P:K=6:10:5)2,000倍希釈)500ccを施した。展葉が完了した翌年5月上旬に、全てのポットをガラス室内へ移動させ、摘葉試験に供試した。

2.2.2. 摘葉処理日

摘葉処理日は、野外で生育するブナが展葉を完了する展葉完了日からブナハバチあるいはブナアオチャチホコの食害による失葉日までに経験する温度条件を再現するため、植物のフェノロジーの指標として用いられる積算温度(Hunter and Lechowicz 1992; Bednářová and Merkllová 2007)を考慮して決定した。基準温度は0°Cとブナ類で用いられる5°Cとし、積算温度は丹沢山系西丹沢の檜洞丸(標高1,601m)で観測された気象データを用い、展葉完了日から失葉日までの各日の日平均気温から、0°Cあるいは5°Cを差し引いた値を積算して求めた。檜洞丸山頂周辺でブナハバチの大規模な食害が確認された2011年と2013年(谷ら 2012;2014)の展葉完了日と失葉日は、5月25日と6月20日、および5月23日と6月14日であり(谷脇 未発表)、算出された各年の積算温度は、0°C基準で282.4~291.7日度、5°C基準で156.7~167.4日度であった。一方、2005年7月22日にブナアオチャチホコの食害と終齢幼虫(越地ら 2008)、2013年7月22日に終齢幼虫(谷脇 未発表)が確認された檜洞丸中腹(標高1,300m)付近では、ブナの展葉完了日を山頂周辺より1~2週間程度早い5月10日~5月20日と仮定し、失葉日を終齢幼虫が確認された日を参考に7月

20日~7月30日とし算出された積算温度は、0°C基準で952.2~1321.8日度、5°C基準で642.2~911.8日度であった。

試験を行った2016年と2017年の展葉完了日である4月下旬~5月上旬から、ブナハバチあるいはブナアオチャチホコによる失葉日までの積算温度を、京都地方気象台の気温データを用いて求めた。そして、ブナハバチ失葉については0°C基準の282.4日度と5°C基準の156.7日度を、ブナアオチャチホコ失葉については0°C基準の952.2日度と5°C基準の642.2日度を、それぞれ両方を超えた日以後、できるだけ早い日を摘葉処理日として決定した。

2.2.3. 摘葉処理

1) 摘葉強度試験

2015年に作成した7ポットは、ブナハバチの積算温度を適用し2016年5月10日に、各ポットの3個体のうち1個体について葉長の1/2を、もう1個体については葉長の3/4を、全ての葉についてハサミを用いて摘葉処理した。残る1個体は摘葉処理しなかった。摘葉処理後、2日に1回、十分な灌水を行った。摘葉処理前の供試木サイズは、樹高が21.1±7.7~24.4±9.6(平均±SE)cm、地際直径が5.3±1.0~6.8±1.5(平均±SE)mmであった。

2) 摘葉時期試験

2016年に作成した14ポットのうち、7ポットの各ポット3個体のうち2個体については葉長の1/2を、残り7ポットの各ポット3個体のうち2個体については葉長の3/4を、全ての葉についてハサミを用いて摘葉処理した。摘葉処理は、いずれの摘葉強度においても、摘葉処理する各ポットの2個体のうち1個体についてはブナハバチの積算温度を適用した2017年5月15日に、残る1個体についてはブナアオチャチホコの積算温度を適用した2017年6月19日に行った。2017年5月15日の摘葉処理後、2日に1回、十分な灌水を行った。各処理区の摘葉処理前の供試木サイズは、樹高が52.4±6.2~68.3±4.7(平均±SE)cm、地際直径が8.2±0.6~9.8±0.6(平均±SE)mmであった。

2.2.4. 水分通道組織構造の観察

当年枝木部横断面における水分通道組織構造を観察するため、摘葉処理した年の8月上旬に長さ1~3cm程度の当年枝を1個体あたり1試料ずつ採取し

た。採取した試料から厚さ 20 μm の木部横断切片を作成した。直ちにトルイジンブルー 1% 水溶液で染色後、プレパラートを作成し、光学顕微鏡 (BX53, オリンパス, 東京) を用い 40 倍でデジタルカメラ撮影した。撮影した木部横断面の画像は、画像解析ソフト ImageJ1.45s (National Institute of Health, Wayne Rasband, USA) 上でペンタレットを用い、道管数、道管面積、髄を除いた木部面積を測定した。測定により得られた道管内径から平均道管内径 (μm)、道管密度 (個/ mm^2) を求めるとともに、道管面積合計を木部断面積で除して水分通道域 (%) を求めた。また、測定された道管面積と道管数から、Hagen Poiseuille の法則 (Sellin *et al.* 2008; Sperry *et al.* 1994; Tyree *et al.* 1994; Tyree and Zimmermann 2002) により木部の水分通道能力を示す理論水分通道度 (K_{ht}) ($\text{kg s}^{-1}\text{MPa}^{-1}\text{m}$) を次式より求めた。

$$K_{ht} = (\pi\rho/128\eta) \sum_{i=1}^n D_i^4$$

ここで、 ρ は水の密度 (1000kg m^{-3})、 η は水の力学的粘性 (20°C で 10^{-9}MPa s)、そして D は i 個の道管内径 (μm) である。また、理論水分通道度 (K_{ht}) を木部面積で除した理論比水分通道度 (K_{st}) ($\text{kg s}^{-1}\text{MPa}^{-1}\text{m}^{-1}$) (Tyree *et al.* 1994) を求めた。また、道管内径出現頻度分布 (%) および水分通道に貢献する道管の割合を示す K_{ht} 頻度分布 (%) を各試料の道管内径を 5 μm 毎の内径階に分け算出した。

2.3. 結果

1) 摘葉強度試験

摘葉強度試験の結果を表-2-1 および図-2-1 に示す。摘葉強度が高くなるに従い、平均道管内径と K_{st} は低下し、道管密度と水分通道域は高くなる傾向を示した (表-2-1)。道管内径毎の道管出現頻度と K_{ht} 頻度は、摘葉強度が高くなるに従い、小径内径の道管の頻度が高くなる傾向を示した (図-2-1)。

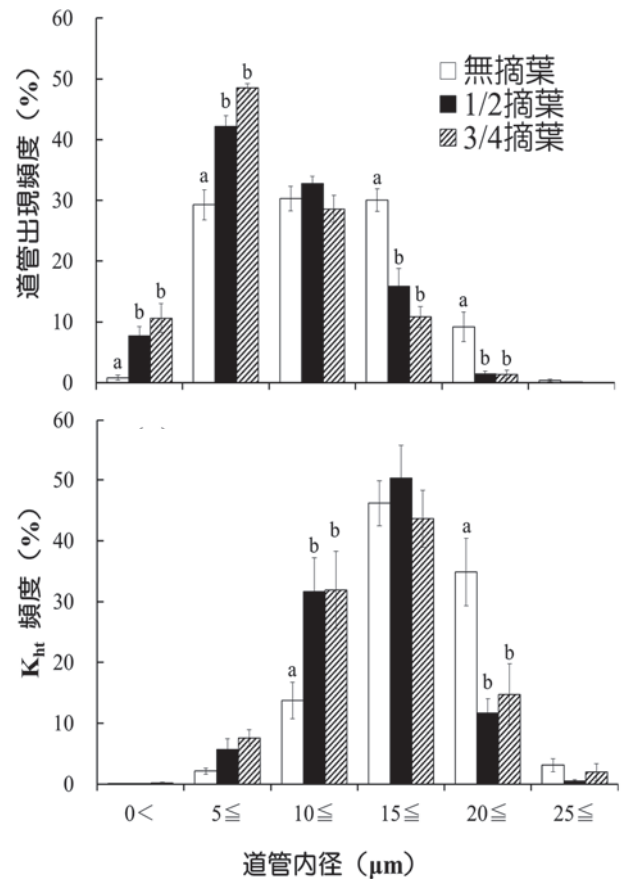


図-2-1 摘葉強度試験における道管内径および理論水分通道度 (K_{ht}) 頻度分布
エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは各道管内径階で有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$, $n = 7$)。 (上田ら 2019 改変)

2) 摘葉時期試験

摘葉時期試験の結果を表-2-2 および図-2-2 に示す。5月摘葉処理は、無摘葉よりも、平均道管内径と K_{st} は低い値を示し、道管密度は高くなった。また、道管内径階毎の道管出現頻度および K_{ht} 頻度についても、5月摘葉処理は、無摘葉よりも小径内径の道管において出現頻度が高くなる傾向を示した (表-2-2, 図-2-2)。それに対し、6月摘葉処理は、無摘葉と明確な差は認められなかった。

表-2-1 摘葉強度試験における当年枝の水分通道組織構造を表すパラメータ (上田ら 2019 改変)

処理区	平均道管内径 ($\mu\text{m} \pm \text{SE}$)	道管密度 (個 $\text{mm}^{-2} \pm \text{SE}$)	水分通道域 (% $\pm \text{SE}$)	理論比水分通道度 (K_{st}) ($\text{kg s}^{-1}\text{MPa}^{-1}\text{m}^{-1} \pm \text{SE}$)
無摘葉	13.22 \pm 0.46 ^a	959 \pm 103 ^a	14.36 \pm 0.85 ^a	0.75 \pm 0.08 ^a
1/2摘葉	10.24 \pm 0.39 ^b	1455 \pm 86 ^b	13.60 \pm 0.63 ^{ab}	0.43 \pm 0.09 ^b
3/4摘葉	9.74 \pm 0.26 ^c	2090 \pm 87 ^c	18.41 \pm 1.01 ^c	0.42 \pm 0.05 ^b

SEは標準誤差を示す。異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$, $n = 7$)。

表 -2-2 摘葉時期試験における当年枝の水分通道組織構造を表すパラメータ (上田ら 2019 改変)

処理区	平均道管内径 ($\mu\text{m} \pm \text{SE}$)	道管密度 (個 $\text{mm}^{-2} \pm \text{SE}$)	水分通道域 (% $\pm \text{SE}$)	理論比水分通道度 (K_{st}) ($\text{kg s}^{-1} \text{MPa}^{-1} \text{m}^{-1} \pm \text{SE}$)
1/2摘葉				
無摘葉	12.82 \pm 0.41 ^a	963 \pm 97 ^a	13.77 \pm 1.24	0.77 \pm 0.17 ^a
6月摘葉	11.54 \pm 0.36 ^{ab}	1310 \pm 70 ^a	15.47 \pm 1.16	0.55 \pm 0.09 ^{ab}
5月摘葉	8.19 \pm 0.41 ^c	2841 \pm 521 ^b	16.95 \pm 1.56	0.25 \pm 0.04 ^{bc}
3/4摘葉				
無摘葉	12.90 \pm 0.63 ^a	1087 \pm 129 ^a	15.00 \pm 0.79	0.62 \pm 0.09 ^a
6月摘葉	11.10 \pm 0.40 ^a	1765 \pm 143 ^{ab}	18.90 \pm 0.90	0.57 \pm 0.05 ^{ab}
5月摘葉	7.49 \pm 0.36 ^b	3312 \pm 555 ^{bc}	17.16 \pm 1.67	0.18 \pm 0.04 ^c

SEは標準誤差を示す。異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$, $n = 7$) 。

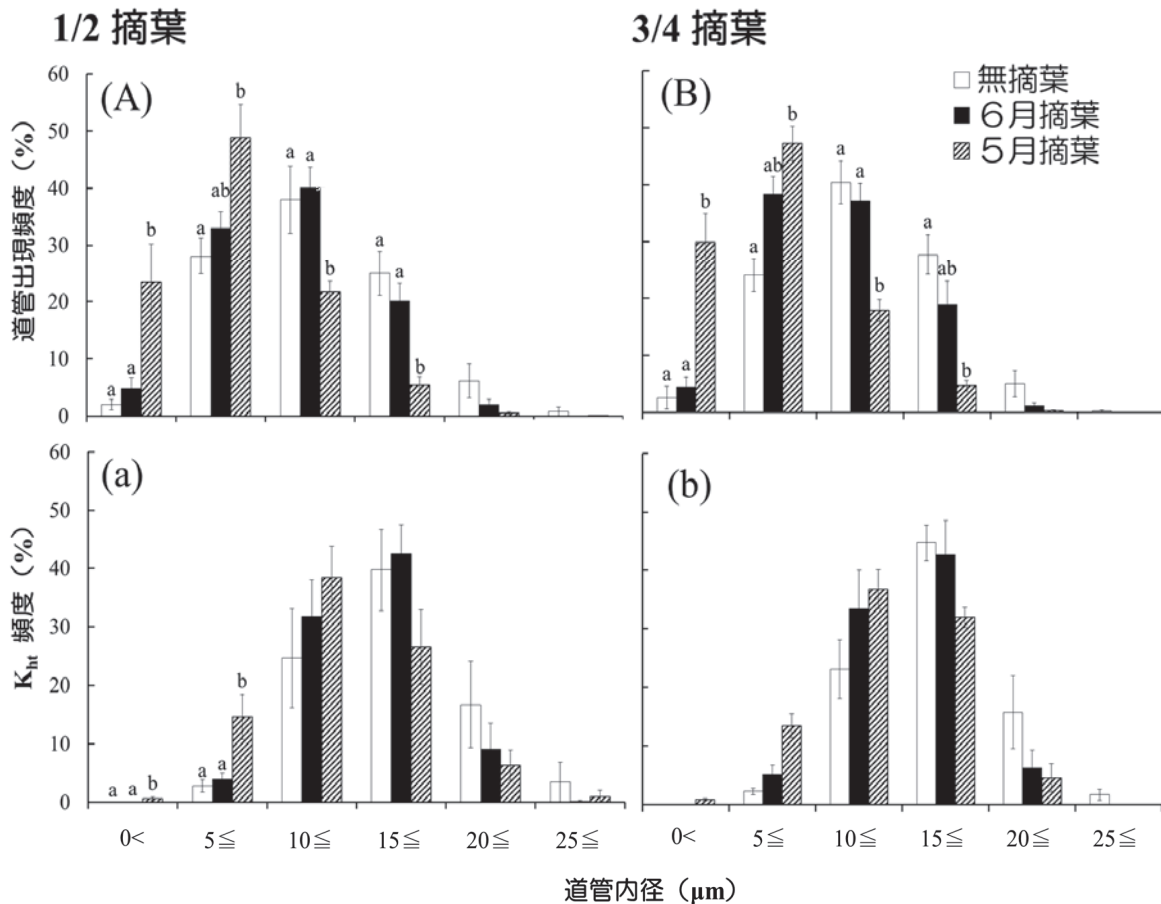


図 -2-2 摘葉時期試験における道管内径および理論水分通道度 (K_{st}) 頻度分布
1/2 摘葉区の道管出現頻度 (A) と K_{st} 頻度 (a), 3/4 摘葉区の道管出現頻度 (B) と K_{st} 頻度 (b)。エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは各道管内径階で有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$, $n = 7$)。(上田ら 2019 改変)

2.4. 考察

摘葉が及ぼすブナ当年枝木部の水分通道組織構造への影響は、摘葉時期、摘葉強度および水分条件により異なった。展葉完了まもなくの5月摘葉処理は、摘葉強度の上昇に従い、当年枝木部に小径内径の道管を増加させ道管密度を高めた。それに対し、展葉

完了からしばらく後の6月摘葉処理は、当年枝木部の水分通道組織構造に明確な影響を及ぼさなかった。これらのことから、展葉完了まもなくに生じる失葉は、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に大きな影響を及ぼすのに対し、展葉完了からしばらく後の失葉は、ほとんど影響を及ぼさないとと言える。

ブナの初形成道管列の木化は、枝では展葉前後2週間、幹では展葉後6～8週間後に生じる (Takahashi *et al.* 2013 ; 2015)。また、散孔材であるブナの道管は、展葉開始の1ヶ月以上後 (Suzuki *et al.* 1996) あるいは展葉終了前後1ヶ月に成熟する (Suzuki *et al.* 2000)。そのため、失葉時期の違いが当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響の違いは、道管の木化時期や成熟時期と関係して生じた可能性が考えられる。

これまで、食葉性昆虫による落葉広葉樹への被害は、常緑針葉樹への被害とは異なり、深刻な被害を複数年にわたり連続して受けない限り、大きな影響はないとされてきた (柴田 1999)。しかし、本研究の結果から、食葉性昆虫の被害は、落葉広葉樹の木部水分通道組織構造に影響を与える可能性があり、その影響の大きさは、被害時期や強度および水分環境の違いにより異なることが考えられた。そのなかで、展葉完了まもなく失葉させるブナハバチの被害は、展葉完了からしばらく後に失葉させるブナアオシャチホコの被害と比較し、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に及ぼす影響が大きいとことが推測された。

3. ブナハバチの被害を模した 展葉完了まもなくの摘葉が ブナ苗木の当年枝木部水分通道能力と 細根量に与える影響

3.1. 緒言

2章において、ブナ苗木を展葉完了まもなくに摘葉した場合、当年枝木部の水分通道組織構造に影響し、平均道管内径の低下や道管密度の上昇が生じることが明らかになった。そのため、展葉完了まもなくに生じるブナハバチの被害による失葉は、木部の水分通道能力を低下させることが予想される。また、失葉は細根量にも影響を与えることが知られている (Gieger and Thomas 2002 ; Karolewski *et al.* 2010)。そこで本研究は、ブナ苗木に強度の異なる摘葉処理を実施し、摘葉がブナ当年枝木部の水分通道組織構造と水分通道能力および細根量に与える影響を調べた。

3.2. 材料と方法

3.2.1. 材料

神奈川県丹沢山系堂平産種子による3年生ブナ苗木18個体を供試材料として用いた。2017年11月初旬に京都府立大学附属演習林苗畑において、10Lポットに土壌 (鹿沼土 : 赤玉土 = 1 : 2) を入れ、ほぼ同じサイズの苗木を3個体ずつ植栽し6ポットを作成した。ポット作成後から実験終了までのポットの灌水施肥等の管理は2章と同様に行った。

3.2.2. 摘葉処理

摘葉処理は、2章同様、野外で生育するブナが葉の展開を完了した展葉完了日を起点としてブナハバチの被害により失葉する日を京都地方気象台の気温データを用いて再現し、2018年5月7日に行った。摘葉処理は、6ポットすべてをガラス室に移動させた後、各ポット3個体のうち、2個体については、すべての葉について、それぞれ葉長の1/2と3/4を摘葉した (1/2摘葉区と3/4摘葉区)。残る1個体については摘葉処理を行わなかった (無摘葉区)。実験開始前の2018年3月時点の苗木サイズは、平均地際直径については、無摘葉区 10.2 ± 0.7 (平均 \pm SE) mm, 1/2摘葉区 10.1 ± 0.6 (平均 \pm SE) mm, 3/4摘葉区 10.1 ± 0.7 (平均 \pm SE) mm, 平均苗高については、無摘葉区 62.3 ± 5.1 (平均 \pm SE) cm, 1/2摘葉区 55.3 ± 7.0 (平均 \pm SE) cm, 3/4摘葉区 56.9 ± 8.1 (平均 \pm SE) cm である。

3.2.3. 測定項目と測定方法

1) 比水分通道度 (K_s)

当年枝木部の水分通道能力を明らかにするために、木部面積当たりの水分通道能力 (比水分通道度 (K_s ; $\text{kg s}^{-1} \text{MPa}^{-1} \text{m}^{-1}$)) を測定した。2018年8月上旬にすべての個体から、それぞれ1本ずつ当年枝をイオン交換水中に浸けハサミを用いて切断し採取した。採取した当年枝はイオン交換水を張ったバットに素早く移し、枝の先端から数えて3節目約3cmをカミソリを用いて水切りし試料とした。試料の基部側から1気圧60秒間フラッシュした後、試料の基部にチューブを繋ぎKCl溶液を180秒間流し、先端側からの流出量 (g) を測定した。流出量の測定は値が安定するまで5～10回繰り返す。平均流出量 Q (g) を求めた。測定終了後、試料長 L (m) を測定するとともに、試料基部側と先端側断面積から平

均通道断面積 A (m^2) を算出した。また、試料から KCl 溶液の液面までの高さを水柱高 H (m) として記録した。平均流出量 Q (g), 測定時間 t (s), 水柱高 H (m) での静水圧 (kPa) を次式により、比水分通道度 (K_s ; $kg\ s^{-1}\ MPa^{-1}\ m^{-1}$) を計算した。

$$K_s = Q \times L / (9.807 A \times t \times H)$$

2) 木部水分通道組織構造

比水分通道度 (K_s) を求めた試料について、厚さ $20\mu m$ の木部横断切片を作成し、前章 2.2.4 の方法により木部水分通道組織構造を観察し各パラメータを算出した。

3) 摘葉と根量の関係

実験が終了した 8 月下旬に、個体毎にすべての葉を採取するとともに、地下部をすべて掘り取った。葉については個体毎に乾燥重量 (全乾 $80^\circ C$ 72 時間) を求めるとともに、地下部については、直径 $1mm$ 未満の根を細根、直径 $1mm$ 以上を粗根と定義し (野口ら 2017), 個体毎に細根と粗根に分け恒量に達するまで乾燥 ($80^\circ C$) させ、細根量、粗根量および総根量を測定した。

3.3. 結果

1) 比水分通道度 (K_s)

比水分通道度の結果を図 -3-1 に示す。比水分通道度 (K_s) は、摘葉強度の上昇に従って低下する傾

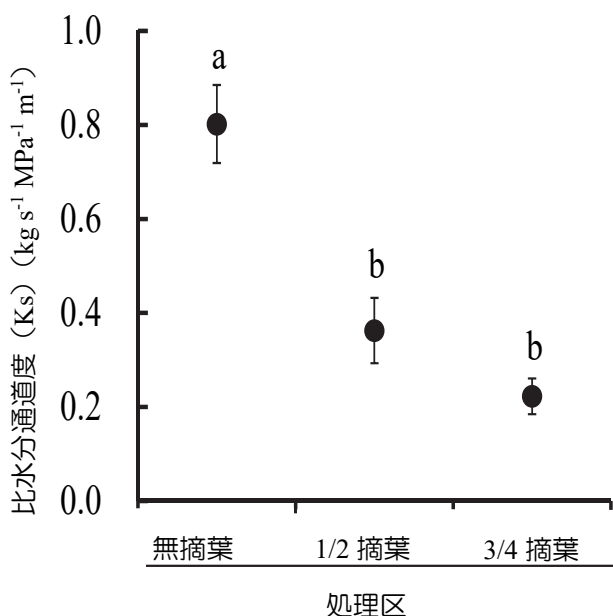


図 -3-1 各摘葉処理区における比水分通道度 (K_s) エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。 (小沢ら 2019 改変)

向を示した。

2) 木部水分通道組織構造

2 章で得られた結果と同様、平均道管内径と理論比水分通道度 (K_{st}) は、摘葉強度の上昇に従って有意に低下した。道管密度については、摘葉区は無摘葉区と比較し有意に高い値を示した。道管内径出現頻度および理論水分通道度 (K_{pt}) の頻度分布についても 2 章と同様に摘葉強度の上昇とともに、小径内径の道管の割合が高くなる傾向を示し、小径内径の道管が水分通道を担う割合が高くなる傾向を示した (結果の図表は省略)。

3) 摘葉と根量の関係

総根量と粗根量の測定結果を図 -3-2 に、葉量と細根量の関係を図 -3-3 に示す。総根量と粗根量は、処理区間で差は認められなかった。一方、細根量については、摘葉区は無摘葉区と比較し有意に減少した (図 -3-2)。葉量と細根量の関係は、処理区と無関係に高い相関を示した (図 -3-3)。

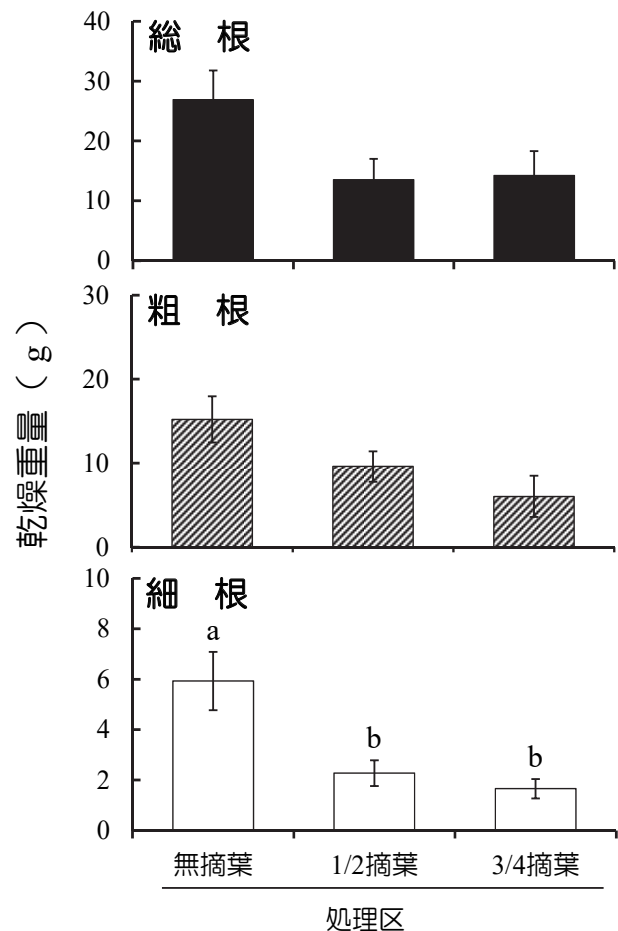


図 -3-2 各摘葉処理区における根量の分布 エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。 (小沢ら 2019 改変)

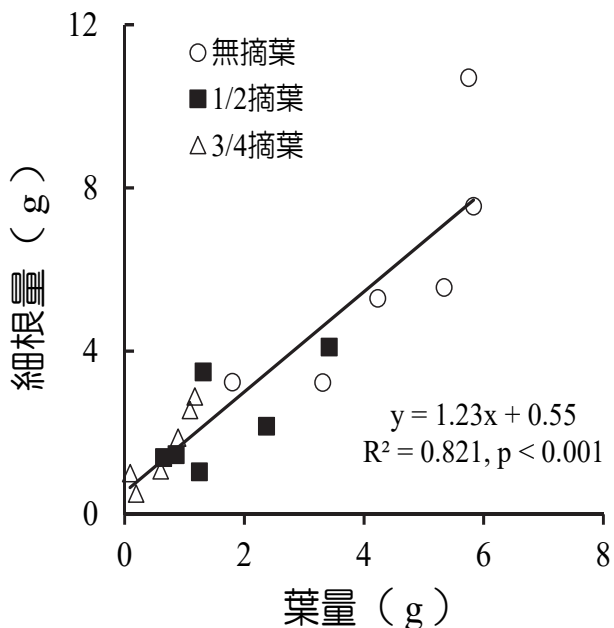


図-3-3 葉量と細根量の関係
エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。 (小沢ら 2019 改変)

3.4. 考察

ブナの展葉完了まもなくの摘葉は、当年枝木部の水分通道組織構造に影響を与え、平均道管内径の低下と道管密度の上昇を生じさせ、小径内径の道管の割合を高くすることで小径内径の道管が水分通道を担う割合が増加し、理論比水分通道度 (K_{st}) を低下させる (2章)。本章においても、展葉完了まもなくの摘葉は、当年枝木部の水分通道組織構造に同様の影響を与えることが確認された。

木部面積当たりの水分通道能力を示す比水分通道度 (K_s) は、摘葉強度の上昇とともに低下する傾向を示した。また、摘葉強度の上昇とともに、小径内径の道管の出現頻度が増加し、 K_{st} 頻度も小径内径の道管で高くなる傾向を示した。道管の水分通道能力は「Hagen-poiseuille の法則」により、道管半径の4乗に比例することが知られている (Sellin *et al.* 2008; Sperry *et al.* 1994; Tyree *et al.* 1994; Tyree and Zimmermann 2002)。このことから、展葉完了まもなくの摘葉は、当年枝木部の水分通道組織構造に影響を与え、平均道管内径を低下させ、道管密度を上昇させることで、小径内径の道管が水分通道を担う割合が増加し、当年枝木部の比水分通道度 (K_s) の低下を生じさせることが明らかとなった。

葉量と細根量の関係は、高い相関を示すことが知

られている (Gieger and Thomas 2002)。また、摘葉は、細根の量 (Gieger and Thomas 2002) や形態 (Quentin *et al.* 2011) に影響を及ぼすことも知られている。本研究においても、葉量と細根量は高い相関を示し、摘葉による葉量の減少により、細根量が減少した可能性がある。細根は、養水分の吸収を担うことが知られており (大橋ら 2012; Gieger and Thomas 2002)、摘葉を行うことで、ブナの土壌からの養水分の吸収能力を低下させる可能性が示された。

本研究の結果、展葉完了まもなくの摘葉は、ブナ当年枝木部の水分通道組織構造に影響を与え、当年枝木部の比水分通道度 (K_s) を低下させるとともに、土壌からの養水分の吸収を担う細根量を減少させることで、ブナの水分生理に影響を与える可能性が示唆される。

4. 摘葉が圃場に生育する中型ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響

4.1. 緒言

前章で、ポットに植栽された3年生のブナ苗木を用いた実験により、展葉完了まもなくの失葉は、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に影響を与えるとともに水分生理にも影響を及ぼす可能性があることを示した。しかしこの結果は、サイズが小さい3年生のポット苗木を用いて行った実験の結果であり、屋外に生育する大型のブナに該当するか否かは明らかでない。また、大型のブナにおいても展葉完了まもなくの失葉が当年枝木部の水分通道組織構造に影響を及ぼすとすると、その影響が失葉後何年間にわたり継続するかについても明らかではない。本章では、圃場に生育する10年生の中型サイズのブナに対し、摘葉時期と摘葉強度を変えて摘葉処理を施し、展葉完了まもなくの失葉が、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に影響を与えるか否かを検証した。また、摘葉処理後3年にわたり当年枝木部の水分通道組織構造を調べ、失葉の影響が何年にわたり継続して生じるかについて調べた。

4.2. 材料と方法

4.2.1. 材料

神奈川県自然環境保全センター圃場に生育する丹沢山系堂平で採取した種子から育成した10年生ブ

ナ植栽木（平均胸高直径 4.44 ± 0.38（平均 ± SE）cm，平均樹高 4.08 ± 0.21（平均 ± SE）m）24 個体を用いた。24 個体のブナ植栽木を，各試験における処理区毎に，配置とサイズに偏りが生じないように 4 個体ずつ 6 グループに分けた。6 グループのうち 3 グループを摘葉時期試験に，残り 3 グループを摘葉強度および摘葉経過試験に用いた。

4.2.2. 摘葉処理

1) 摘葉処理日

摘葉処理は，2 章と同様，野外で生育するブナが葉の展開を完了した展葉完了日を起点としてブナハバチあるいはブナアオシヤチホコの食害によりブナが失葉する日を 2016 年と 2017 年の神奈川県自然環境保全センター苗畑の常時観測気温データを用いて予測し，2016 年 5 月 16 日，2017 年 5 月 18 日および 6 月 22 日に行った。

2) 摘葉時期試験

6 グループのうち摘葉時期試験に用いる 3 グループについて，1 グループは 2017 年 5 月 18 日（5 月全摘葉区）に，残り 2 グループのうち 1 グループは 2017 年 6 月 22 日に（6 月全摘葉区）に，それぞれ葉柄のみを残し全葉をすべての葉についてハサミを用いて摘葉処理した。残り 1 グループについては，摘葉処理しなかった（無処理区）。

3) 摘葉強度および摘葉経過試験

摘葉処理は，2016 年 5 月 16 日に行った。摘葉時期試験に用いなかった残り 3 グループうち，1 グループについては葉長の 3/4(3/4 摘葉区)を，もう 1 グループについては葉柄のみを残し全葉（全摘葉区）を，全ての葉についてハサミを用いて摘葉処理した。残り 1 グループは，摘葉処理しなかった（無処理区）。

4) 水分通道組織構造の観察

当年枝の木部横断面における水分通道組織構造を観察するため，摘葉処理を実施した各年の 8 月上旬に，長さ 3cm 程度の当年枝を 1 個体あたり 3 試料ずつ採取した。また，摘葉処理後の経過を観察するために，摘葉強度および摘葉経過試験においては，摘葉処理翌年（摘葉処理 1 年後）と摘葉処理翌々年（摘葉処理 2 年後）の 8 月上旬に，長さ 3cm 程度の当年枝を 1 個体あたり 3 試料ずつ採取した。採取した試料から，厚さ 20μm の木部横断切片を作成し，前章 2.2.4 の方法により木部水分通道組織構造を観察し各パラメータを算出した。

4.3. 結果

1) 摘葉時期試験

摘葉時期試験の結果を表 -4-1 および図 -4-1 に示す。5 月全摘葉区は，無処理区と比較し，平均道管内径と K_{st} は低い値を示し，道管密度は高くなった（表 -4-1）。また，道管内径階毎の道管出現頻度と K_{ht} 頻度についても，5 月全摘葉区では，内径の小さな道管で出現頻度が高くなる傾向を示した（図 -4-1）。それに対し，6 月全摘葉区は無処理区と明確な差は認められなかった。

2) 摘葉強度および摘葉経過試験

摘葉強度および摘葉経過試験の結果を表 -4-2 および図 -4-2 に示す。摘葉処理当年の当年枝木部は，摘葉強度が高くなるにしたがい，平均道管内径と K_{st} が低下し，道管密度は高くなる傾向を示した（表 -4-2）。また，道管内径階毎の道管出現頻度と K_{ht} 頻度についても，摘葉強度が高くなるにしたがい，内径の小さな道管で出現頻度が高くなる傾向を示し

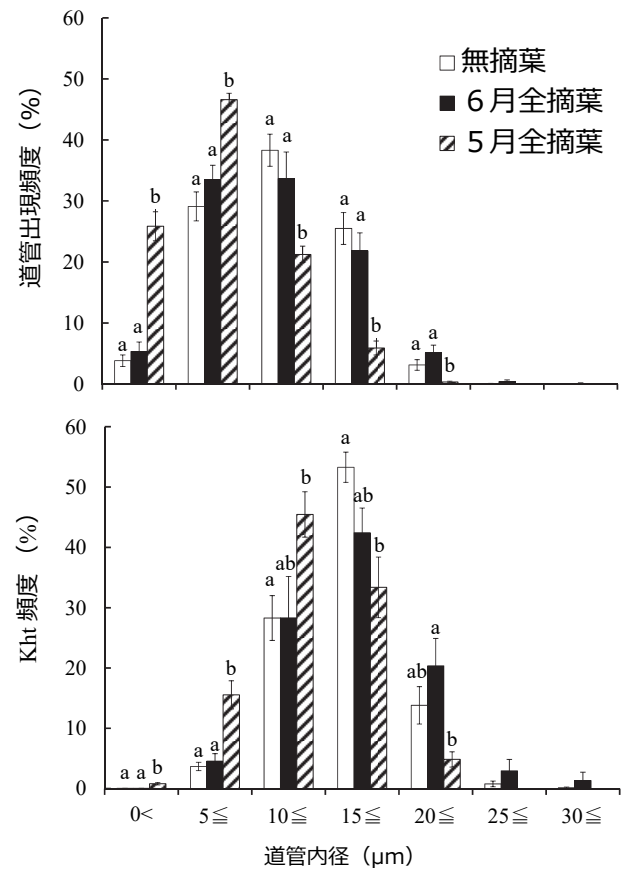


図 -4-1 摘葉時期試験における道管内径階毎の道管出現頻度及び理論水分通道度 (K_{ht}) 頻度分布

エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは各道管内径階で有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。 (植村ら 2019 改変)

表-4-1 摘葉時期試験における当年枝木部の水分通道組織構造を表すパラメータ (植村ら 2019 改変)

処理区	平均道管内径 ($\mu\text{m} \pm \text{SE}$)	道管密度 (個 $\text{mm}^{-2} \pm \text{SE}$)	水分通道域 (% $\pm \text{SE}$)	理論比水分通道度 (K_{st}) ($\text{kg s}^{-1}\text{MPa}^{-1}\text{m}^{-1} \pm \text{SE}$)
無摘葉	12.31 \pm 0.38 ^a	1203 \pm 64 ^a	15.84 \pm 0.67 ^a	0.70 \pm 0.07 ^a
6月全摘葉	12.08 \pm 0.32 ^a	1560 \pm 132 ^a	20.52 \pm 1.61 ^b	0.81 \pm 0.14 ^a
5月全摘葉	8.02 \pm 0.26 ^b	3431 \pm 200 ^b	20.87 \pm 1.11 ^b	0.20 \pm 0.03 ^b

SEは標準誤差を示す。異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。

表-4-2 摘葉強度および摘葉経過試験における当年枝木部の水分通道組織構造を表すパラメータ (植村ら 2019 改変)

摘葉処理	処理区	平均道管内径 ($\mu\text{m} \pm \text{SE}$)	道管密度 (個 $\text{mm}^{-2} \pm \text{SE}$)	水分通道域 (% $\pm \text{SE}$)	理論比水分通道度 (K_{st}) ($\text{kg s}^{-1}\text{MPa}^{-1}\text{m}^{-1} \pm \text{SE}$)
摘葉処理当年	無処理	14.87 \pm 0.92 ^a	1154 \pm 193 ^a	23.04 \pm 2.09 ^a	1.66 \pm 0.21 ^a
	3/4摘葉	10.94 \pm 0.91 ^b	1819 \pm 325 ^{ab}	20.73 \pm 1.25 ^a	0.98 \pm 0.17 ^b
	全摘葉	9.64 \pm 0.58 ^b	2493 \pm 310 ^b	22.62 \pm 1.38 ^a	1.00 \pm 0.12 ^b
摘葉処理1年後	無処理	12.44 \pm 0.41 ^a	1281 \pm 116 ^a	16.78 \pm 0.93 ^a	0.71 \pm 0.08 ^a
	3/4摘葉	10.94 \pm 0.66 ^{ab}	2136 \pm 360 ^{ab}	19.34 \pm 1.31 ^{ab}	0.61 \pm 0.10 ^a
	全摘葉	10.45 \pm 0.37 ^b	2378 \pm 303 ^b	21.86 \pm 1.65 ^{ab}	0.64 \pm 0.07 ^a
摘葉処理2年後	無処理	13.07 \pm 0.56 ^a	1253 \pm 187 ^a	16.94 \pm 1.39 ^a	0.81 \pm 0.08 ^a
	3/4摘葉	13.23 \pm 0.35 ^a	1025 \pm 82 ^a	15.53 \pm 1.04 ^a	0.88 \pm 0.06 ^a
	全摘葉	13.76 \pm 0.57 ^a	971 \pm 91 ^a	15.73 \pm 1.08 ^a	0.97 \pm 0.11 ^a

SEは標準誤差を、異なるアルファベットは有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。

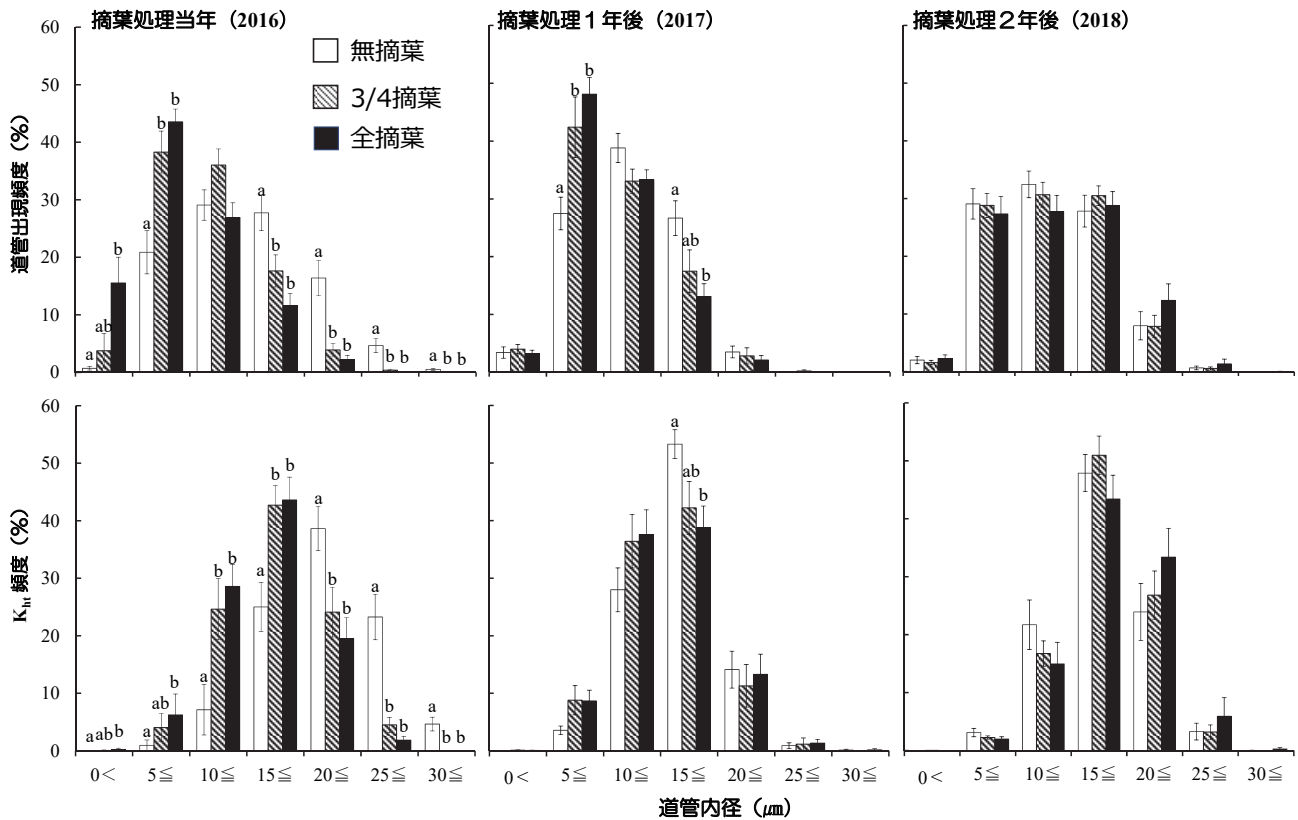


図-4-2 摘葉強度および摘葉経過試験における道管内径階毎の道管出現頻度および理論水分通道度 (K_{st}) 頻度分布
 エラーバーは標準誤差を示す。異なるアルファベットは各道管内径階で有意な差があることを示す (Tukey HSD test, $p < 0.05$)。(植村ら 2019 改変)

た(図-4-2)。摘葉処理翌年(摘葉処理1年後)の当年枝木部は、全摘葉区では、無処理区と比較し、平均道管内径は小さく、道管密度と内径の小さな道管の出現頻度は高い傾向を示した。それに対し、3/4摘葉区は無処理区と明確な差は認められなかった。摘葉処理翌々年(摘葉処理2年後)では、無処理区、3/4摘葉区および全摘葉区ともに、平均道管内径、道管密度および内径の小さな道管の出現頻度は、摘葉強度の違いによる差は認められなかった(表-4-2, 図-4-2)。

4.4. 考察

屋外の圃場に生育する10年生中型サイズのブナにおいても、展葉完了まもなくの5月摘葉は、摘葉強度の上昇とともに、当年枝木部に内径の小さな道管を増加させ、道管密度を高めることが明らかとなった。それに対し、展葉完了からしばらく後の6月摘葉は、当年枝木部の水分通道組織構造に明確な影響を及ぼさなかった。これらのことから、ブナの樹齢やサイズに関わらず、展葉完了からしばらく後の失葉は、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造にほとんど影響を及ぼさないのに対し、展葉完了まもなくの失葉は、大きな影響を及ぼすことが考えられた。また、展葉完了まもなくの摘葉は、苗木を用いた実験結果と同様に、野外に生育する中型のブナの当年枝木部においても内径の小さな道管を増加させ理論比水分通道度(K_{st})を低下させたことから、屋外に生育するブナにおいても、樹齢やサイズに関わらず、当年枝木部の水分通道を低下させ、ブナの水分生理状態に何らかの影響を及ぼす可能性が考えられる。

屋外に生育する中型のブナにおいて、摘葉によって生じた水分通道組織構造への影響(小径内径の道管の増加と道管密度の上昇)は、摘葉強度が高い場合には摘葉処理翌年においても継続して生じた。これらのことから、展葉完了まもなくの激しい失葉が、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響は、少なくとも失葉翌年まで続くことを示している。

5. まとめ

これまで、食葉性昆虫による落葉広葉樹への食害は、常緑針葉樹への食害とは異なり、深刻な食害を複数年にわたり連続して受けない限り、大きな影響

はないとされてきた(柴田1999)。しかし、本研究の結果から、展葉を完了まもなくに大発生しブナの葉を失葉させるブナハバチによる食害の影響は、小さくはないことが示された。

ブナハバチ大発生時に生じるブナハバチの食害による展葉完了まもなくの失葉は、ブナの樹齢やサイズに関わらず、ブナ当年枝木部の水分通道組織構造に影響を及ぼすことで当年枝木部の水分通道能力を低下させるとともに、土壌からの水分吸収を担う細根の量も減少させる可能性が考えられた。そのため、ブナハバチの食害による失葉は、ブナの通水コンダクタンスの低下を引き起こすとともに、土壌からの水分吸収についても困難となることで、ブナに生じる水ストレスを増大させ、ブナの水分生理状態に影響を与える可能性が考えられる。このことが、丹沢山地におけるブナ林の衰退に関係している可能性が考えられた。また、本研究結果は、丹沢山地におけるブナ林の保全のために、ブナハバチ大発生時にはブナハバチの防除が必要であること改めて示唆している。展葉完了まもなくの失葉が、ブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響は、少なくとも失葉翌年まで続くことが推測された。このことは、ブナハバチの食害により激しく失葉したブナに対し、翌年以降のブナハバチの食害を薬剤の樹幹注入により防除する際には、ブナ当年枝の水分通道組織の回復という視点から考えると、少なくとも2年間は防除を継続する必要があることを示唆している。このことは、丹沢山地においてブナハバチ防除を行う上で重要な知見となると考えられる。

引用文献

- Bednářová, E. and Merklová, L. (2007) Results of monitoring the vegetative phenological phases of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in 1991-2006. *Folia Oecologica* 34 : 77-85
- Gieger, T. and Thomas, F. M. (2002) Effects of defoliation and drought stress on biomass partitioning and water relations of *Quercus robur* and *Quercus petraea*. *Basic and Applied Ecology* 3 : 171-181
- Hunter, A. F. and Lechowicz, M. J. (1992) Foliage quality changes during canopy

- development of some northern hardwood trees. *Oecologia* 89 : 316-323
- 堀田 庸・森川 靖・埤田 宏・松本陽介・松浦陽次郎・石塚和裕 (1993) 森林衰退. 101pp, 林業科学技術振興所, 東京.
- 鎌田直人 (1994) ブナアオシヤチホコ. 295-299. 森林昆虫. 小林富士雄・竹谷昭彦編, 567pp 養賢堂, 東京.
- 鎌田直人 (2006) ブナの食葉性昆虫ブナアオシヤチホコの密度変動. 日本生態学会 56 : 106-119
- Karolewski, P., Zadworny, M., Mucha, J., Napierala-Filipiak, A. and Oleksyn, J. (2010) Link between defoliation and light treatments on root vitality of five understory shrubs with different resistance to insect herbivory. *Tree Physiology* 30 : 969-978
- 越地 正・鈴木 清・須賀一夫 (1996) 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1) ブナ, モミ等の枯損実態. 神奈川県林業試験場報告 22 : 7-18
- 越地正・谷脇 徹・田村 淳・山根正伸 (2008) 丹沢山地における 2007 年に発生したブナハバチ被害とこれまでのブナの衰退枯死経過. 神奈川県自然環境保全センター報告書 5:3-9
- Manion, P. D. and Lachance, D. (1992) Forest decline concepts. 249pp, APS Press, New York.
- 野口享太郎・韓 慶民・壁谷大介・稲垣善之・古澤仁美 (2017) 2015 年 - 2016 年における苗場山ブナ林の細根動態. 第 128 回日本森林学会大会学術講演集 DOI:10.11519/jfsc.128.0_752.
- 大橋瑞江・中野愛子・平野恭弘 (2012) 土の中の根をみる方法 (樹木の根). *森林科学* 65 : 8-11
- 小沢真代・上田正文・古井真陽・植村恭子 (2019) ブナハバチの食害を模した展葉完了まもなくの摘葉がブナ苗木の当年枝木部水分通道能力と細根量に与える影響. *日緑工誌* 45 : 86-90
- Quentin, A. G., Beadle, C. L., O'Grady, A. P., and Pinkard, E. A. (2011) Effects of partial defoliation on closed canopy *Eucalyptus globulus* Labillardière: Growth, biomass allocation and carbohydrates, *Forest Ecology and Manage* 261: 695-702
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sellin, A., Rohejarv, A. and Rahi, M. (2008) Distribution of vessel size, vessel density and xylem conducting efficiency within a crown of silver birch (*Betula Pendula*). *Trees* 22: 205-216
- 柴田叡弑 (1999) 樹木の虫害. 245-268. 樹木医学. 鈴木和夫編, 325pp 朝倉出版, 東京.
- Shinohara, A., Vikberg, V., Zinovjev, A. and Yamagami, A. (2000) *Fagineura crenativora*, a New Genus and Species of Sawfly (Hymenoptera, Tenthredinidae, Nematinae) Injurious to Beech Trees in Japan. *Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo, Ser. A* 26 : 113-124
- Sperry, J. S., Nichols, K. L., Sullivan, J. E. M. and Eastlack, S. E. (1994) Xylem embolism in ring-porous, diffuse-porous and coniferous tree of northern Utah and interior Alaska. *Ecology* 75: 1736-1752
- Suzuki, M., Yoda, K. and Suzuki, H. (1996) Phenological comparison of the onset of vessel formation between ring-porous and diffuse-porous deciduous trees in a Japanese temperate forest. *IAWA J* 17: 431-444
- Suzuki M, Hirano R, Yoda K (2000) Phenological analysis of wood formation in temperate deciduous ring and diffuse porous wood. In: *New Horizons in Wood Anatomy*. Kim YS (ed) Chonnam National University Press, 132-137
- 鈴木 透・山根正伸 (2013) 空中写真からわかるブナ林の衰退 (ブナ林の衰退 - 丹沢山地で起きていること -). *森林科学* 67 : 6-9
- Takahashi, S., Okada, N. and Nobuchi, T. (2013) Relationship between the timing of vessel formation and leaf phenology. *Ecological Research* 28: 615-624
- Takahashi, S., Okada, N. and Nobuchi, T. (2015) Relationship between vessel porosity and leaf emergence pattern in

- ring- and diffuse-porous deciduous trees in a temperate hardwood forest. *Botany-Botanique* 93 : 31-39
- 谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2009) ブナハバチの卵期および幼虫期における温度と発育速度の関係. 東海大学総合教育センター紀要 29 : 107-113
- 谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2012) 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害の経年変化 (2008-2011). 神奈川県自然環境保全センター報告 9:95-98
- 谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2014) 神奈川県丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害状況 (2013 年). 東海大学総合教育センター紀要 34:159-162.
- 谷脇 徹 (2015) 丹沢山地におけるブナハバチの大発生と防除法の開発. *森林防疫* 64 : 165-173
- 谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸 (2016) 丹沢山地ブナ林の衰退要因とその複合作用. 神奈川県自然環境保全センター報告書 14 : 1-12
- 谷脇 徹・猪野正明・鶴田英人・齋藤央嗣・相原敬次・岡田充弘 (2015) ブナ若木へのジノテフラン樹幹注入によるブナハバチの防除効果. *樹木医学研究* 19 : 139-148
- 丹沢大山総合調査団 (2006) 丹沢大山総合調査, アトラス丹沢第二集. 丹沢大山総合調査実行委員会 50pp.
- Tyree, M. T., Davis, S. D. and Cochard, H. (1994) Biophysical perspectives of xylem evolution: is there a trade-off of hydraulic efficiency for vulnerability to dysfunction? *IAWAJ* 15: 335-360
- Tyree MT, Zimmermann MH (2002) *Xylem structure and the ascent of sap*. 283pp, Springer-Verlag, Berlin.
- 上田正文・谷脇 徹・齋藤央嗣・相原敬次 (2019) 昆虫食害を模した摘葉と水分条件がブナの当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響. *日本森林学会誌* 101:76-81
- 植村恭子・上田正文・谷脇 徹・齋藤央嗣・相原敬次 (2019) 摘葉が圃場に生育する中型ブナ (*Fagus crenata* Blume) の当年枝木部の水分通道組織構造に与える影響. *日緑工誌* 45 : 91-96
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄 (2007) ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退. (丹沢大山総合調査団編, 丹沢総合調査学術報告書. 財団法人平岡環境科学研究所)
- 山根正伸・相原敬次・鈴木透・笹川裕史・原慶太郎・勝山輝男・河野吉久・山上 明 (2007) ブナ林の衰退機構と再生に向けた総合解析. (丹沢大山総合調査団編, 丹沢総合調査学術報告書. 財団法人平岡環境科学研究所)
- 山根正伸・鈴木 透 (2012) 丹沢山地におけるブナ衰退の時空間的特性. 神奈川県自然環境保全センター報告 9 : 13-21

丹沢山地におけるブナハバチ幼虫による ブナ葉への食害発生状況 (2016 - 2022)

伴野英雄*・谷 晋**・谷脇 徹***

Damage to the Beech *Fagus crenata* caused by a Sawfly *Fagineura crenativora* in Tanzawa Mountains, Central Japan (2016-2022)

Hideo BANNO*, Susumu TANI**, Tooru TANIWAKI***

要 旨

伴野英雄・谷 晋・谷脇 徹：丹沢山地におけるブナハバチ幼虫によるブナ葉への食害発生状況 (2016-2022) 神奈川県自環境セ報告 18 : 41-44, 2024 丹沢山地で継続して行ってきたブナハバチ幼虫によるブナ葉への食害状況について、2016年から2022年の結果について報告した。2016年、2018年、2020年に食害が認められたが小規模であった。2020年には西丹沢の調査地点以外では5年ぶりに丹沢山で食害が記録された。この7年間はブナハバチ幼虫による食害は沈静化傾向にあり、2021年と2022年には全調査地域で食害が認められなかった。2年連続で食害が認められなかったのは1997年以来26年間で初めてである。

I はじめに

丹沢山地でブナハバチの幼虫によるブナ葉への食害が目立つようになったのは1990年代からとされる(山上ら2001、2007、越路ら2002)。筆者らは1997年より丹沢山、檜洞丸、大室山を中心に食害調査を始め、2000年代に入り食害が丹沢山地の西部に広がったため2005年から三国山、2007年から加入道山、畦ヶ丸、菰釣山を加え現在まで継続して調査している。その間に広域に及ぶ大規模な食害が5回、小中規模な食害が13回起きている。2015年までの食害状況については、山上ら(2007)、谷ら(2008)、谷ら(2012a)、谷ら(2014)、谷・伴野(2016)で報告している。大規模な食害は2013年を最後に

起きていないが、小中規模な食害は断続的に続いてきた。本報告では2016年から2022年について各年の詳細な食害状況を報告するとともに1997年からの26年間の丹沢山地での食害状況の変遷についても述べる。

II 調査地および方法

調査地は図1に示す9地点であるが、各地点に設定された調査ルートの詳細については、鍋割山(子丸)、堂平、丹沢山、檜洞丸、大室山、三国山は山上ら(2007)と加入道山、畦ヶ丸、菰釣山は谷ら(2008)を参照してほしい。

調査はブナハバチ幼虫によるブナ葉の摂食が確実

* 桜美林大学 (〒194-0294 東京都町田市常盤町3758)

** 東海大学 (〒259-1292 神奈川県平塚市北金目4-1-1)

*** 神奈川県自然環境保全センター (〒243-0121 神奈川県厚木市七沢657)

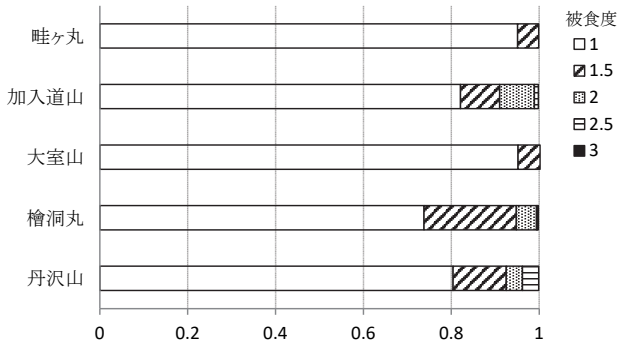


図2 被食度別のブナ個体数の割合 (2020年)

準に達せず、被食度 1.5 が 2 本で食害指数は 1.01 であった。

4 2020年の食害状況

鍋割山、堂平、菰釣山、三国山では明らかな食害は確認できなかった。丹沢山では山頂付近および塔ノ岳へ向かう尾根の東斜面で食害が認められ、被食度 2.5、2、1.5 の個体が 20 本以上あり、食害指数は 1.15 であった。檜洞丸では木道付近から食害が認められ、調査地域である山頂付近では被食度 3、2.5、2 の個体も確認できた。夏期に二次開葉した個体もあり、食害指数は 1.21 であった。大室山では山頂付近で少し食害が認められ、被食度 1.5 の個体が 5 本あり、食害指数は 1.02 であった。加入道山では神奈川県側で食害が認められ、被食度 2.5、2 の個体もあり、食害指数は 1.14 であった。畦ヶ丸では山頂付近で 1.5 が 5 本、被食度が 1 でも摂食痕が確認できる個体があり、食害指数は 1.02 であった。各調査地点での被食度別の個体の割合を図 2 に示した。また、調査地点ではないが犬越路から大室

山に至る尾根では被食度 1.5 の個体が数本見られた。畦ヶ丸に近いモロクボ沢の頭付近では食害が目立ち被食度 2 の個体も確認できた。

5 食害の経年変化

丹沢山地では 1997 年から 2022 年までの 26 年間に大規模な食害が 5 回、中小規模な食害が 13 回起きている (図 3)。図 3 には 26 年間に食害指数 2 以上の大規模な食害を受けた 4 地点の食害指数の変動を示した。ブナハバチ大発生の特徴は周期性がないことであり、食害が観察されなかった次の年に大規模な食害が発生することもある。広範囲におよぶ大規模な食害は 2013 年を最後に 9 年間発生していない。2015 年に中規模な食害が発生しているが、食害は沈静化傾向にあると思われる。2020 年には東部の丹沢山で 5 年ぶりに食害が発生したが、2021 年と 2022 年は全ての地点で食害指数 1 を超える食害は認められず、1997 年以来 2 年連続して食害が認められない初のケースとなった。

大規模な食害は、大量のブナハバチの幼虫がブナ葉を摂食することにより起こる。ブナハバチ幼虫の大量発生に関わる要因として、雌成虫の発生量、雌の発生時期に産卵に適したブナの若葉が存在すること、産卵時期の天候などが考えられている (山上ら 2007; 谷脇ら 2013)。また、成虫の発生量には前蛹の死亡率 (谷脇ら 2014) や幼虫の長期休眠 (谷ら 2012b) も関わっていると考えられ、大発生の予測は困難である。

丹沢山地でのブナハバチ幼虫によるブナ葉への食害が目立つようになったのは 1990 年代である。特に 1997 年から 2013 年までは断続的に大規模な食害

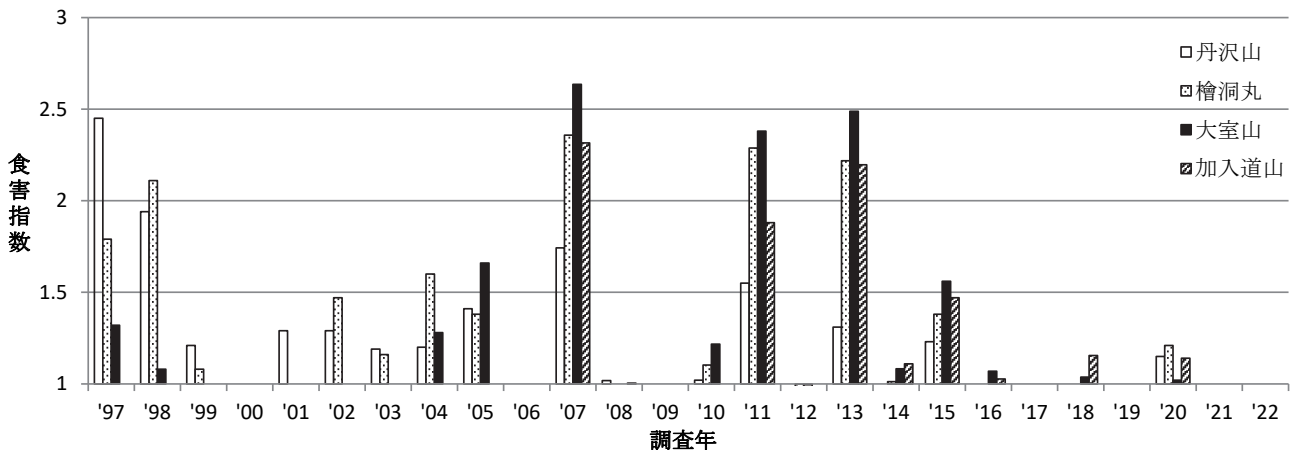


図3 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫の食害指数の経年変化 (加入道山は 2007 年から調査) 2015 年以前のデータは山上ら (2007)、谷ら (2008,2012,2014)、谷・伴野 (2016) による

表2 食害が認められた年の各調査地点での観察個体数(合計)と被食度別個体数

	鍋割山	丹沢山	堂平	檜洞丸	大室山	加入道山	畦ヶ丸	菰釣山	三国山
2016年									
被食度1	127	130	135	114	91	107	120	112	125
被食度1.5	0	0	0	0	7	4	1	0	0
被食度2	0	0	0	0	2	1	0	0	0
被食度2.5	0	0	0	0	1	0	0	0	0
被食度3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
合計	127	130	135	114	101	112	121	112	125
2018年									
被食度1	112	107	125	109	99	93	110	110	110
被食度1.5	0	0	0	1	8	14	2	0	0
被食度2	0	0	0	0	0	6	0	0	0
被食度2.5	0	0	0	0	0	2	0	0	0
被食度3	0	0	0	0	0	1	0	0	0
合計	112	107	125	110	107	116	112	110	110
2020年									
被食度1	112	86	109	79	100	83	98	111	102
被食度1.5	0	13	0	24	5	9	5	0	0
被食度2	0	4	0	5	0	8	0	0	0
被食度2.5	0	4	0	2	0	1	0	0	0
被食度3	0	0	0	2	0	0	0	0	0
合計	112	107	109	112	105	101	103	111	102

が起きている。この時代にはニホンジカによる採食により林床植生が著しく衰退した時期である。近年では植生保護柵とニホンジカの管理捕獲により食害の大きかった地域での林床植生の回復がみられる。上記の大発生の要因のいくつかと植生の衰退とは関連があると思われる、ここ数年のブナハバチ幼虫による食害の沈静化には植生の回復が関係していると推察される。

しかし、過去に大発生が突発的に生じてきたことなどを考えると安心はできない。このままブナハバチ幼虫による食害が沈静化していくのか今後も注意深く見ていく必要がある。

IV 引用文献

越地 正 (2002) 丹沢山地におけるブナハバチの大発生の経過とブナの被害実態. 神奈川県自然環境保全センター研究報告 29 : 27-32.

谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2008) 丹沢山地におけるブナハバチの大量発生の再発とその食害状況について. 東海大学総合教育センター紀要 28 : 55 - 61.

谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2012a) 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉へ食害経年変化. (2008 - 2011). 神奈川県自然環境保全センター報告 9 : 95 - 98.

谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2012b) ブナハバチ雌の前蛹期における休眠期間. 神奈川県自然環境保全センター報告 9 : 105 - 109.

谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2014) 神奈川県丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害状況 (2013年). 東海大学総合教育センター紀要 34 : 159 - 162.

谷 晋・伴野英雄 (2016) 丹沢山地におけるブナハバチ幼虫のブナ葉への食害状況 (2014-2015). 神奈川県自然環境保全センター報告 14 : 37 - 40.

谷脇 徹・山根正伸・田村 淳・相原敬次・越地 正・谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2013) ブナハバチ雌成虫発生とブナ展葉の同時性が被食量に及ぼす影響. 昆虫(ニューシリーズ) 16 : 218 - 224.

谷脇 徹・山根正伸・伴野英雄・谷 晋・山上 明 (2014) ブナハバチの繭形成期の死亡に及ぼす土壌条件の影響. 環動昆 25 (2) : 75 - 80.

山上 明・谷 晋・伴野英雄 (2001) 丹沢のブナを食い荒らすブナハバチ. 国立科学博物館ニュース, 82 : 5 - 7.

山上 明・谷 晋・伴野英雄 (2007) ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退. 256 - 268. 丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編, 794pp, 平岡環境科学研究所, 相模原.

丹沢山堂平のシウリザクラを食害する サクラスガ幼虫の発生状況 (2019-2022)

谷 晋*・伴野英雄**

Occurrence of *Yponomeuta evonymella* Larvae Feeding on *Padus ssiori* in Mt. Tanzawa, Central Japan(2019-2022)

Susumu TANI*, Hideo BANNO**

要 旨

谷 晋・伴野英雄：丹沢山堂平のシウリザクラを食害するサクラスガ幼虫の発生状況 (2019-2022) 神奈川県自環保セ報告 18 : 45-47, 2024 神奈川県の丹沢山地に生育するシウリザクラは県絶滅危惧Ⅱ類に選定されている。丹沢山地ではシウリザクラを食餌植物とするスガ科のサクラスガ幼虫の大量発生が 1990 年代から頻発し、その食害よりシウリザクラの樹勢衰退や枯死が起きてきた。サクラスガ幼虫は集団で網巣を形成して葉を摂食するため、シウリザクラ上の網巣数は幼虫の発生量の目安となる。著者らは丹沢山の堂平において、1997 年から幼虫が成長し地上から容易に確認できるサイズとなる 6 月に毎年網巣数をカウントしてきた。今回は 2019 ~ 22 年の 4 年間の調査結果を報告した。調査対象としたシウリザクラ 10 個体合計で、2019 年の網巣数は 28 巣で 1997 年の調査開始以来、最少であった。2020 年以降は前年比で 3 倍以上の増加を続け、2022 年には 584 巣と 2019 年の約 21 倍の網巣が見られた。このままサクラスガ幼虫の増加が続くと、2023 年以降に重大な葉食害が再発する可能性も考えられる。

I はじめに

シウリザクラ *Padus ssiori* (F. Schmidt) C. K. Schneid. は、日本では本州中部から北海道にかけて生育している。神奈川県の丹沢山地はその分布南限に相当し、丹沢山 (標高 1,567m)、蛭ヶ岳 (標高 1,673m)、地蔵平 (標高 1,350m) のごく限られた場所に少数個体が生育している (谷ほか, 2000、谷ほか, 2019)。このため、神奈川県のレッドデータブック (神奈川県, 2022) では、絶滅危惧Ⅱ類にランクされている。このシウリザクラに対して、スガ科のサクラスガ *Yponomeuta evonymella* (L.) 幼虫の大

規模な葉食害が 1996 年から頻発し (谷ほか, 2000)、その食害に起因するシウリザクラの樹勢衰退や枯死が進行してきた (谷ほか, 2010 ; 谷ほか 2013a, b ; 谷ほか, 2019)。

我々は丹沢山堂平において幼虫の網巣数を 1997 年から 27 年間にわたり記録してきた。今回は 2019 ~ 22 年までの 4 年間の調査結果について報告する。

II 方法

図 1 はこれまでに確認された丹沢山地におけるシウリザクラの分布を示している。2002 年の時点で、

* 東海大学 (〒 259-1292 神奈川県平塚市北金目 4-1-1)

** 桜美林大学 (〒 194-0294 東京都町田市常盤町 3758)

胸高直径 10 cm以上のシウリザクラ成木が 448 個体確認されている (谷ほか, 2019)。

シウリザクラに食害を与えるサクラスガは年 1 世代の発生で、雌成虫は夏季にシウリザクラの枝先に 90 卵程度の卵塊で産卵する。孵化した幼虫は摂食をせず、集団で越冬し、翌春のシウリザクラの開葉前の芽に潜り込んで内部を摂食する。開葉後は集団で糸を吐いて葉を巻き込み、網巢を形成する。この摂食集団は終齢まで維持される (谷ほか, 2019)。6 月には幼虫が 3 齢以上に成長して網巢や巢内の幼虫の確認が容易となる。

この網巢数はサクラスガ幼虫の発生量の目安となるため、図 1 の丹沢山堂平の地点 A (標高約 1,240m) に生育する 79 個体のうち 10 個体を選び、6 月中～

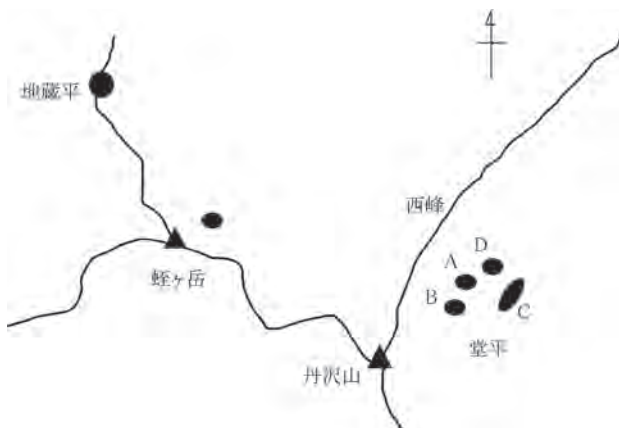


図 1 丹沢山地におけるシウリザクラの分布 (●)

下旬に双眼鏡を用いて網巢の状況を詳細に観察し、幼虫が確認できた網巢のみをカウントした。なお、調査対象としたシウリザクラは 1997～2018 年の調査と同一の個体である。

Ⅲ 結果と考察

2019 年から 2022 年に堂平のシウリザクラ 10 個体で確認されたサクラスガ幼虫の網巢数を表 1 に示した。2019 年の網巢数はすべてのシウリザクラで 4 巣以下であり、合計では 28 巣であった。2020 年は半数のシウリザクラで網巢数の増加が認められ、合

表 1 丹沢山堂平 A 地点のシウリザクラ個体別のサクラスガ幼虫網巢数

個体番号	2019年	2020年	2021年	2022年
A14	3	2	5	21
A15	0	4	0	21
A18	3	2	15	58
A24	4	5	13	112
A28	3	8	20	57
A35	1	1	3	28
A53	3	2	33	89
A55	4	12	34	120
A56	3	7	14	32
A66	4	4	21	46
合計	28	47	158	584
前年比	-	1.7	3.4	3.7

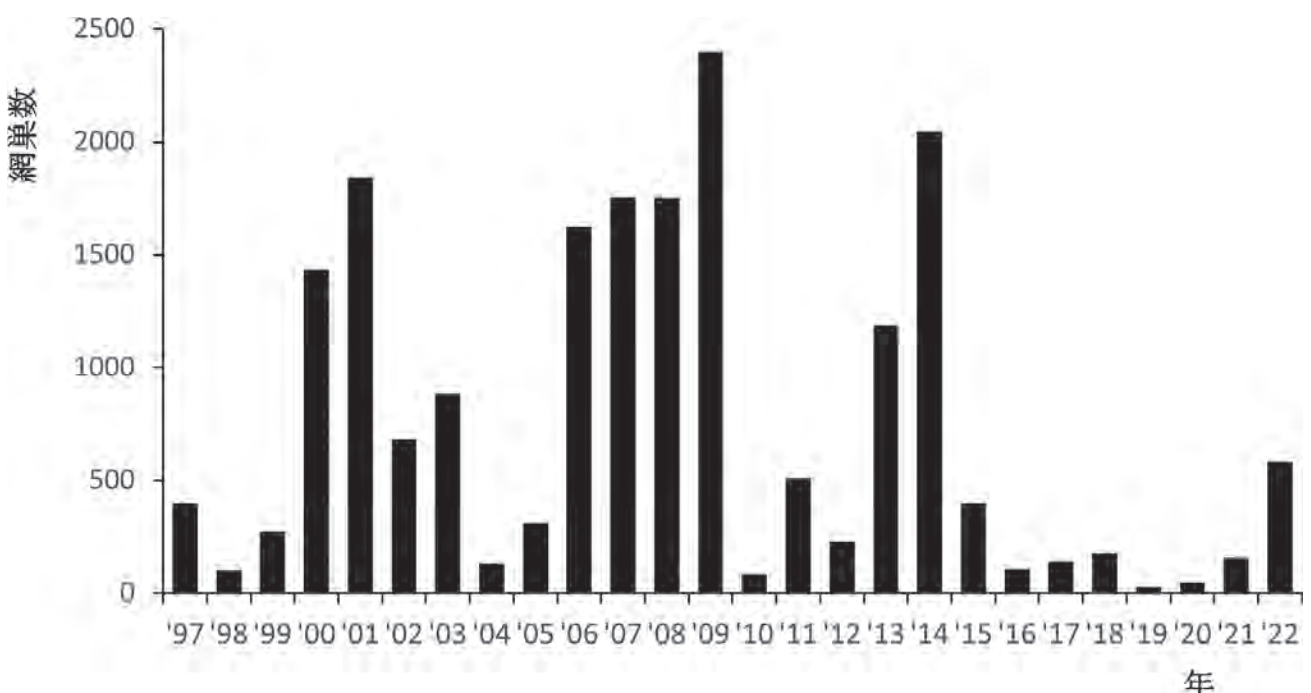


図 2 丹沢山堂平 A 地点におけるシウリザクラ 10 個体合計のサクラスガ網巢数 (1997-2022)

計では47巣と前年比で1.7倍となった。2021年ではA15以外のシウリザクラで網巣数は増加し、合計で158巣と前年比3.4倍となり、2019年からは5.6倍の増加となった。2022年ではすべてのシウリザクラで前年の2倍以上に網巣数が増加し、合計で584巣と前年比3.7倍で、2019年の20.9倍まで増加した。

図2に今回の結果に1997～2018年までのデータ(谷ほか、2019)を加えて、27年間におけるシウリザクラ10個体合計の網巣数の変動を示した。サクラスガの網巣数は2000～03年、2006～09年、2013～14年にかけて1,000巣を越え、シウリザクラに全失葉を伴う甚大な食害を与えた(谷ほか、2019)。最初にサクラスガの大量発生を確認した1996年には網巣数の調査を実施していないが、2009年と同等かそれ以上の大量発生が起きていた。

2015年以降は、サクラスガ幼虫の大規模な発生は見られず、2019年では28巣と全調査期間中で最少であった。しかし、2020年からは網巣数が毎年増加し、2022年では500巣を越えるまでになった。同様な増加が継続すると、2023年以降に1,000巣以上となり、重大な食害が再発する可能性も考えられる。このため、今後のサクラスガ幼虫の発生量の推移には注視していく必要がある。

IV 引用文献

- 田中徳久・勝山輝男・秋山幸也・大西 亘・田村 淳・山本 薫・石田祐子(2022). 維管束植物. 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課・神奈川県立生命の星・地球博物館編, 神奈川県レッドデータブック 2022 植物編, pp. 44-326. 神奈川県, 横浜.
- 谷 晋・伴野英雄・山上明(2000) 神奈川県丹沢山におけるサクラスガの大発生. 自然環境科学研究 13: 127-130.
- 谷 晋・伴野 英雄・山上明(2010) 神奈川県丹沢山における県絶滅危惧種シウリザクラの衰退について. 東海大学総合教育センター紀要 30:129-134.
- 谷 晋・伴野 英雄・山上 明(2013a) 神奈川県丹沢山におけるサクラスガ幼虫の大量発生とシウリザクラの枯死進行. 森林防疫 62:18-24.
- 谷 晋・山上 明・伴野 英雄(2013b) 葉食昆虫の食害と樹木の衰弱枯死—ブナハバチとサクラスガ. 森林科学 67:18-21.
- 谷 晋・伴野英雄(2019) 神奈川県丹沢山地におけるシウリザクラの生育状況とサクラスガ食害に起因する枯死進行—24年間のモニタリングから—. 東海大学現代教養センター紀要第3号: 91-102

丹沢山塊東部主稜線部における 2020 年代 土地被覆データの作成とブナ林の劣化指標に関する検討

鈴木 透*・山根正伸**・雨宮 有***

Development of 2020s land cover map and consideration of degradation index of beech forests in the main ridge area of the East Tanzawa Mountains

Toru SUZUKI*, Masanobu YAMANE**, Tamotsu AMEMIYA***

はじめに

丹沢山地のブナ林では 1990 年代からブナ (*Fagus crenata* Blume) の枯死、衰弱が進んでいる (星ほか 1997; 山根ほか 2007; 鈴木・山根 2013 など)。このようなブナ林の劣化に対して、本稿で述べるような衰退実態の把握やその原因の一つであるブナハバチの防除 (谷脇ほか 2016) など実施されている。

これまで広域におけるブナ林の劣化の指標である草地・裸地について、丹沢山塊東部の主稜線部における土地被覆データから、1990 年代以降に増加傾向が顕著となり、2000 年代も増加していることや蛭ヶ岳山頂から丹沢山周辺の南斜面で草地・裸地化が進んでいることが明らかになっている (鈴木・山根 2013) また、1970 年代と 2013 年の土地被覆データからブナ林の衰退リスクを評価した結果、檜洞丸周辺や丹沢山から塔ノ岳の稜線上で草地・裸地が増加している傾向が認められた (鈴木ほか 2016)。劣化の指標である草地・裸地の動態は衰退実態の把握だけでなく、対策効果の検証にも必要なデータであるため継続的なモニタリングが重要であると考えられるが、2020 年以降の土地被覆データは作成されていない。

そこで本稿では、2020 年代の丹沢山塊東部の主

稜線上における土地被覆データを最新のデジタルオルソ画像 (以下「オルソ画像」) を用いて作成し、1970 年代から 2010 年代の土地被覆データも加えたブナ林の劣化の実態を把握することを目的とした。さらに、土地被覆データの適切な区分に関して検討した結果も報告する。

方 法

2020 年代土地被覆データの作成

2020 年代の土地被覆データの作成範囲は過去に作成した土地被覆データ (鈴木・山根 2013) と同様に、大室山、蛭ヶ岳、檜洞丸、丹沢山、塔ノ岳、鍋割山にかけての主稜線部から 200m の範囲内とした (図 1)。

2020 年代の土地被覆データは、2019 年度、2020 年度の神奈川県環境農政局緑政部水源環境保全課の委託業務で作成されたデジタルオルソ画像を基に目視により作成した。土地被覆の区分については、過去に作成している土地被覆データ (鈴木・山根 2013) と同様に、広葉樹林、針葉樹林、草地・裸地、崩壊地、人為改変地の 5 区分とした (表 1)。データの作成は ArcGIS Pro ver3.02 (ESRI 社) を使用し、表示縮尺を 1/500 に固定することでデータの精度を

* 酪農学園大学農食環境学群環境共生学類 (北海道江別市文京台緑町 582)

** 神奈川県自然環境保全センター (神奈川県厚木市七沢 657)

***GIS インスティテュート (東京都府中市四谷 3 丁目 49 番地の 18)



図1 2020年代の土地被覆データの作成範囲（主稜線から200mの範囲内）

表1 土地被覆の区分

区分	区分の内容
広葉樹林	広葉樹林や針広混交林
針葉樹林	針葉樹（主に植林地）
草地・裸地	草地や裸地（崩壊地を除く）
崩壊地	崩壊地（崩壊地内の草地・裸地を含む）
人為改変地	人為的に改変された場所（遊歩道を除く）

表2 土地被覆判読に使用したオルソ画像の撮影年

土地被覆の年代	データ作成に使用したオルソ画像の撮影年
1970年代	1975年・1977年
1980年代	1985年
1990年代	1996年
2000年代	2004年・2007年
2010年代	2010年・2011年
2020年代	2019年・2020年

一定としたポリゴンを作成し、最後にポリゴンサイズが 1 m²以下のポリゴンについては除外した。

ブナ林の劣化指標に関する検討

ブナ林の劣化指標については、まず 1970 年代から 2020 年代の土地被覆データ（表 2）を用いて、土地被覆の長期的変化を算出し、草地・裸地に区分したポリゴンの面積を比較した。

また、劣化指標として大規模草地を抽出し、その変動を集計した。作成した土地被覆データにある草地・裸地に区分された場所には崩壊地にある一部の草地やブナなどの高木の樹冠間から見える草地も含まれている。ブナ林の劣化については樹勢の低下による樹冠の縮小や欠損も生じるため、高木の樹冠間の草地の発生や拡大も劣化の指標として捉えることもできる。しかし、各年代で使用している空中写真の撮影月は固定されたものでなく、年代によって異なり、撮影時期により樹冠状態も異なるため、樹冠間の草地を含む草地・裸地を指標として単純に比較することは適切でないと考えられる。また、データ

は目視で作成しているため、崩壊地にある草地や小さな樹冠間に判読される草地は土地被覆データにおいて潜在的な判読誤差や判読精度の違いが生じるノイズとなる可能性がある。そこで本報告では、面積 500 m²以上、稜線からの最短距離が 50m 以下の草地・裸地のポリゴンを大規模草地としノイズの少ない劣化指標とした。大規模草地は、各年代について総面積、総パッチ数、平均パッチ面積、最大パッチ面積を算出し、その動態を評価した。なお、この「パッチ」は同じ草地として土地被覆を区分できた連結したひとまとまりのポリゴンを示す。

さらに、劣化指標を算出するための土地被覆データ、特にデータの区分方法について検討するために、1970 年代から 2020 年代の土地被覆データの内、劣化指標となる草地・裸地に区分したポリゴンに関して作成精度、判別基準、長期的な動態から、特に土地被覆データにおける草地・裸地の適切な区分方法などを検討した。



図 2 作成した 2020 年代の土地被覆データ（背景は使用した空中写真）

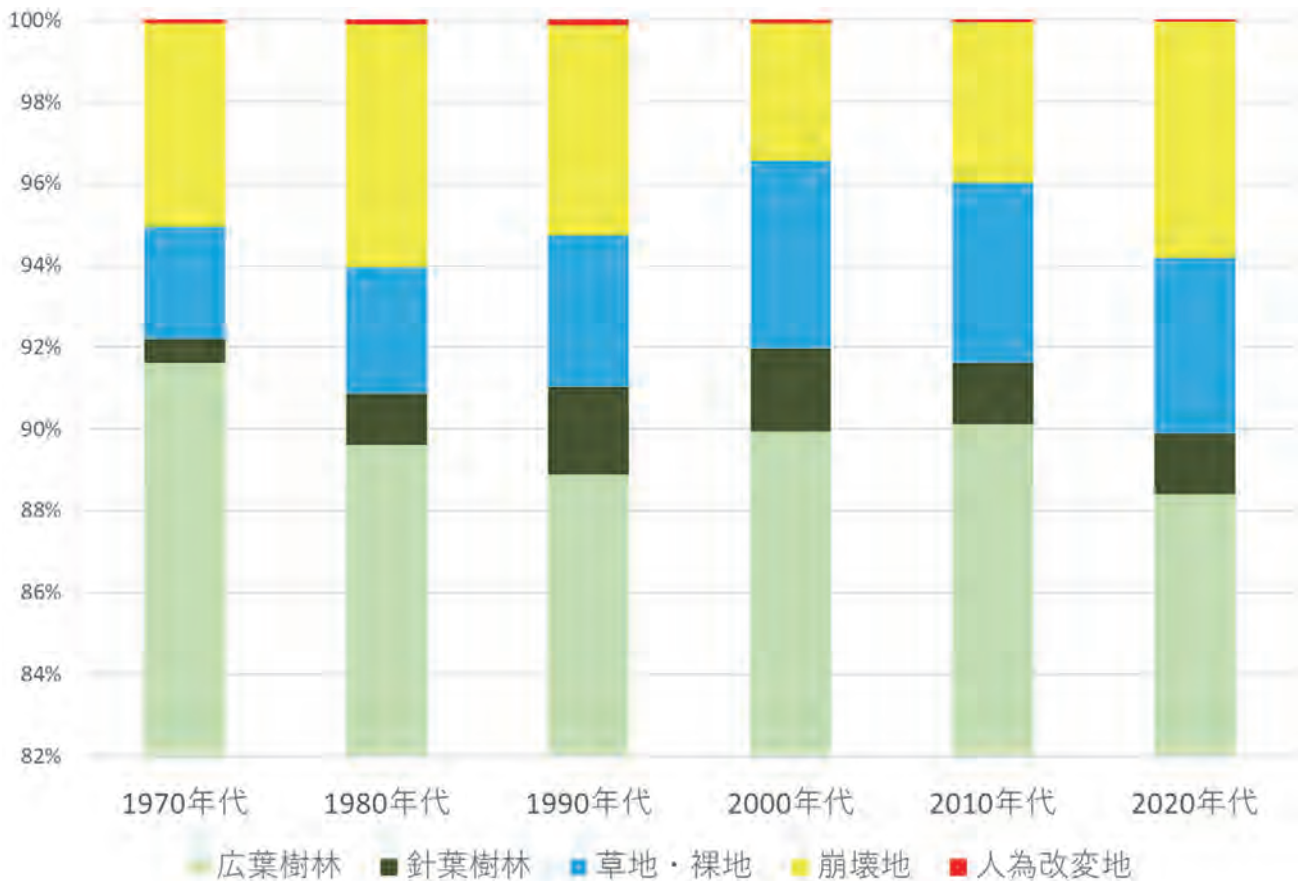


図3 各年代の土地被覆区分の面積割合の推移

表3 各年代の土地被覆区分の面積 (ha) の推移

区分	1970年代	1980年代	1990年代	2000年代	2010年代	2020年代
広葉樹林	665.9	651.4	646.1	653.8	655.0	642.5
針葉樹林	4.2	9.0	15.6	14.7	11.0	10.9
草地・裸地	20.1	22.5	27.0	33.4	31.9	31.1
崩壊地	36.0	43.1	37.3	24.4	28.6	42.1
人為改変地	0.6	0.8	1.0	0.6	0.4	0.2

結果・考察

1970年代から2020年代の土地被覆変化

2019年、2020年のオルソ画像を用いて2020年代の土地被覆に関するデータを作成した(図2)。全体の傾向としてデータ作成範囲の東側に大きな草地・裸地が存在していることがわかる。また、作成した2020年代の5区分の土地被覆の面積を集計した結果、広葉樹林は642.5ha、針葉樹林は10.9ha、草地・裸地は31.1ha、崩壊地は42.1ha、人為改変地は0.2haであった。

次に1970年代から2020年代における6時期の土地被覆データ(表2)について、各区分の面積を算出した(表3・図3)。ブナ林の劣化指標と考えられる草地・裸地に関しては、2000年代をピークに若干減少傾向が見られるが、1970年代や1980年代と比べると依然高い値を示していることが明らかになった。鈴木・山根(2013)は草地・裸地は1990年代以降増加傾向が顕著になり、2000年代はさらに草地・裸地が増加したと報告しているが、2010年代以降には草地・裸地は多少減少傾向になっていることが示唆された。

表 4 大規模草地の各指標の年代別の変化

年代	総面積 (m ²)	総パッチ数 (個)	平均パッチ面 積 (m ²)	最大パッチ面 積 (m ²)
1970 年代	175,864	36	4,885	59,279
1980 年代	169,687	49	3,463	57,883
1990 年代	212,908	40	5,323	37,308
2000 年代	262,460	38	6,907	69,742
2010 年代	276,211	46	6,005	47,783
2020 年代	255,670	44	5,811	61,700

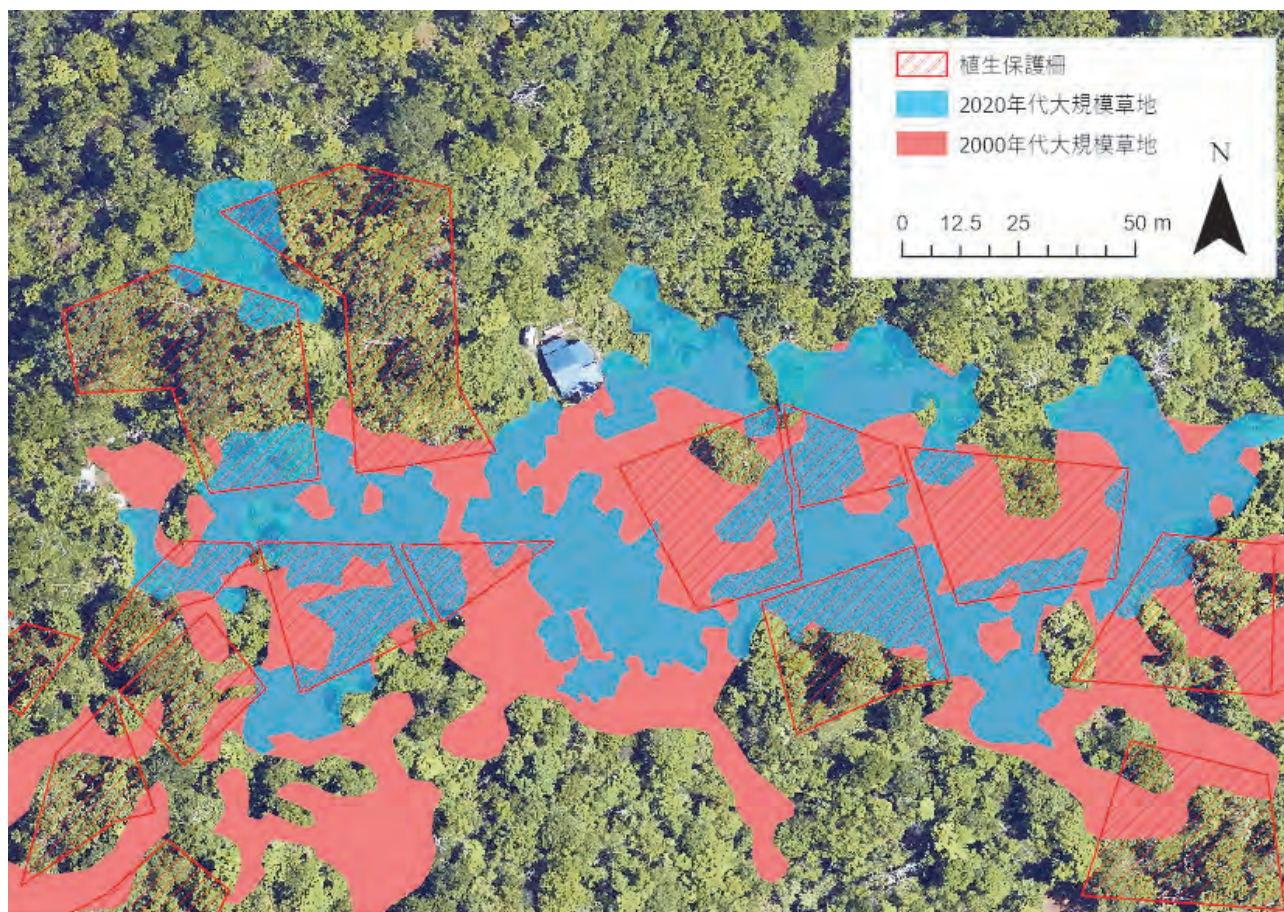


図 4 2000 年代・2022 年代の大規模草地、植生保護柵（檜洞丸山頂付近）

1970 年代から 2020 年代の大規模草地の動態

ブナ林の劣化を示す指標として、面積 500 m²以上、稜線からの最短距離が 50m 以内の草地・裸地ポリゴンを大規模草地として定義し、各年代の森林被覆データから抽出した。次に、各年代で抽出したこの大規模草地のパッチについて年代ごとに総面積、総パッチ数、平均パッチ面積、最大パッチ面積を集計した（表 4）。

その結果、大規模草地の総面積は 1980 年代から増加し、2010 年代にピークを迎え、2020 年代は若干減少しており、2000 年代と近い総面積を示した。これは植生保護柵が多数設置されたことにより、保護柵内に灌木（低木林）が成立し、森林被覆地に区分され草地・裸地として判別されなかったためであると考えられた（図 4・図 5）。大規模装置の総パッチ数については 1980 年代に最大を示すが、顕著な

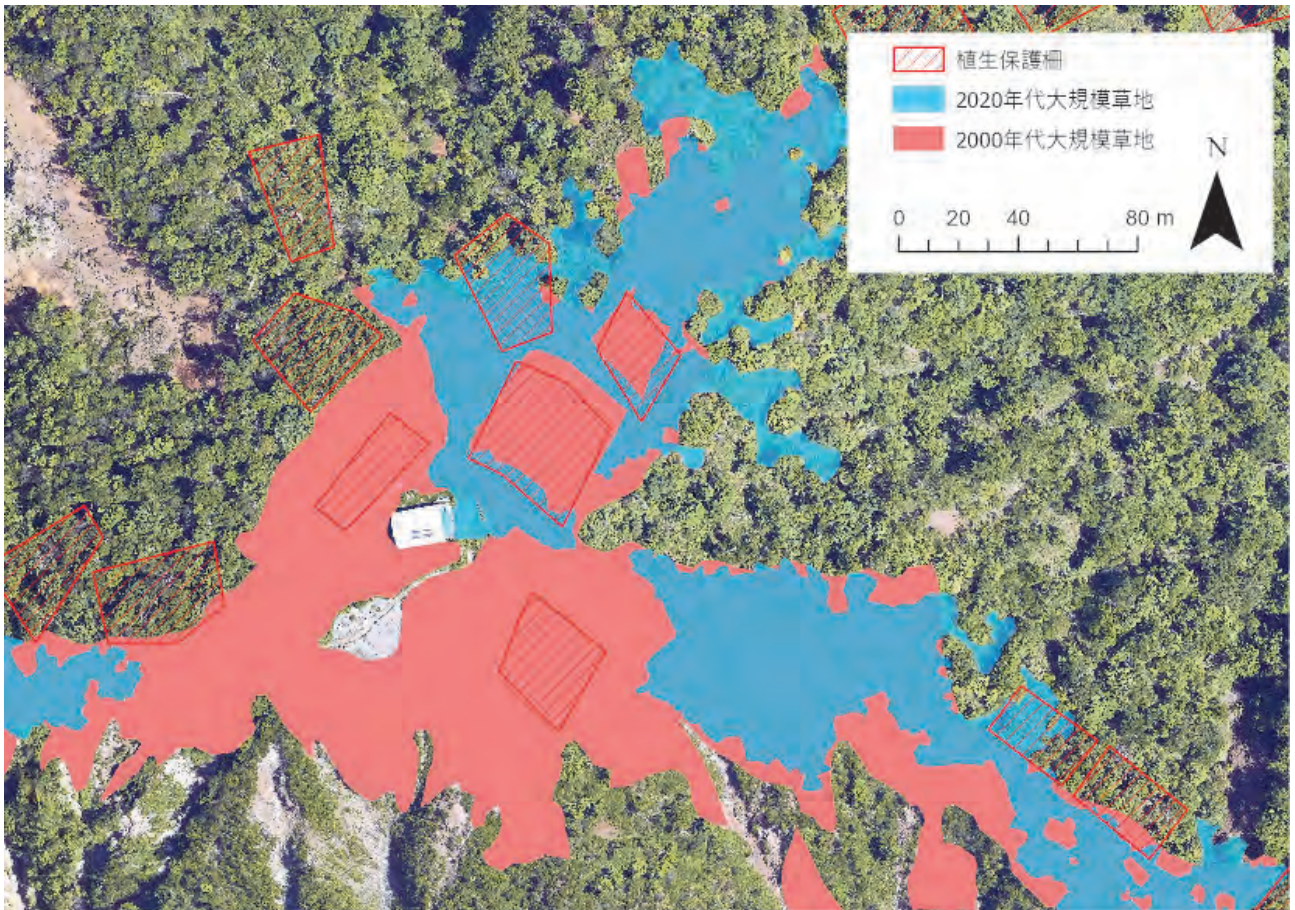


図5 2000年代・2022年代の大規模草地、植生保護柵（蛭ヶ岳山頂付近）

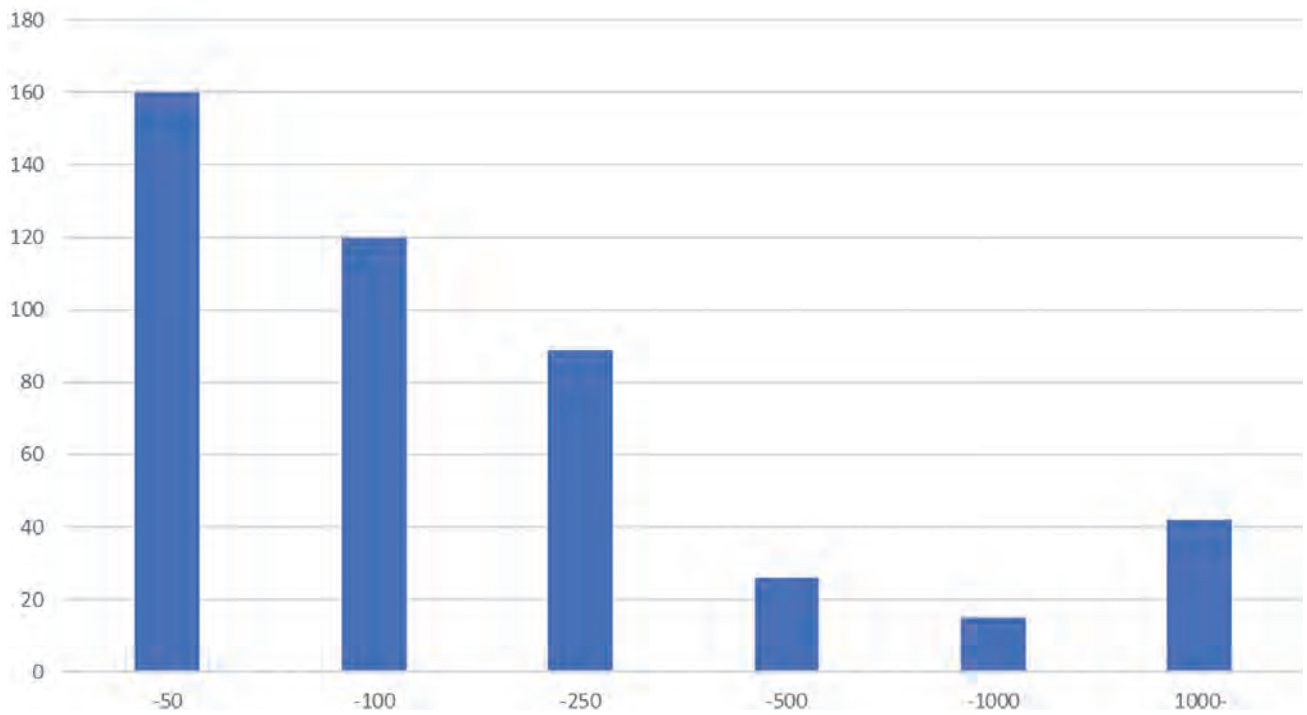


図6 2020年代の土地被覆判読結果に基づく草地・裸地ポリゴンの面積区分ごとの頻度分布 (X軸：面積区分 (m²), Y軸：頻度)

傾向は認められなかった。また平均パッチ面積は1980年代から増加し、2000年代にピークを迎えたあと若干減少していた。平均パッチ面積は個々の大規模草地のパッチが拡大することにより値は増加し、比較的面積の小さな新しい大規模パッチが増えることで値は減少する傾向がある。2000年代以降に総パッチ数が増加していることを踏まえると、個々の大規模草地が縮小しているというより、比較的面積の小さな新しい大規模パッチが増えていると解釈したほうが妥当であると思われた。また、最大パッチ面積については変動があり、明瞭な特徴は認められなかった。

以上より、大規模草地の動態を評価した結果、1980年代から続いていた草地の拡大化は2010年以降には止まっていることが明らかになった。また、データの精査は必要であるが、2020年代には主に植生保護柵の効果により草地が灌木化していることによる草地の減少も示唆されたが、新たな大規模草地の増加も生じている可能性があると考えられた。そのため、広域における大規模草地の動態評価から、既に存在している大規模草地を縮小させると共に、大規模草地となるパッチの拡大を抑える対策も必要であることが示唆された。

ブナ林の劣化指標の推定に適した土地被覆データの検討

今回作成した2020年代の土地被覆データでみると、草地・裸地のポリゴンは452個あり、面積は平均687 m²（最小4 m²、最大61,700 m²）である。このポリゴンについて面積ごとに頻度分布を作成すると多くが500 m²以下の比較的小さな「草地・裸地」と判定されたポリゴンであり（図6）、これら面積の小さなポリゴンの多くは高木の樹冠間の草地や小規模な草地と考えられる。また、稜線から距離が50m以上離れた地点の斜面上に位置する草地・裸地

のポリゴンもあり、これらは崩壊地に生じた草地も含まれていると考えられる。そのため、比較的小さな草地・裸地を用いてより適切なブナ林の劣化指標を算出する際には、現在の土地被覆データの草地・裸地区分のなかで、樹冠間の草地、崩壊地内の草地を再区分することが必要である。また、ブナ林の衰退により拡大した草地の灌木林化を図るために進められてきた植生保護柵設置による保全対策の効果の把握には灌木（低木林）の区分の追加が有効と考えられる。

引用文献

- 星 直斗, 山本 詠子, 吉川 菊葉, 川村 美岐, 持田 幸良, 遠山 三樹夫 (1977) 自然林の現状とその保護, 丹沢山地の自然林. (神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編) 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 175-257. 神奈川県環境部, 横浜
- 鈴木透, 谷脇徹, 山根正伸 (2016) 衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作成. 神奈川県自然環境保全センター報告, 14:75-80
- 鈴木 透, 山根 正伸 (2013) 空中写真からわかるブナ林の衰退. 森林科学, 67:6-9. https://doi.org/10.11519/jjsk.67.0_6
- 谷脇 徹, 相原 敬次, 齋藤 央嗣, 山根 正伸, 伴野 英雄, 山上 明, 谷 晋 (2016) 丹沢山地におけるブナハバチ対策. 神奈川県自然環境保全センター報告, 14:59-65
- 山根 正伸・藤沢 示弘・田村 淳・内山 佳美・笹川 裕史・越地 正・齋藤 央嗣 (2007) 丹沢山地のブナ林の現況, 林分構造と衰退状況. (丹沢大山総合調査団編) 丹沢大山総合学術報告書, 479-484. (財) 平岡環境科学研究所, 相模原

VR360 度画像を用いた 樹冠開空度計測アプリケーションの開発

雨宮 有*・山根正伸**

Development of an application for measuring canopy openness using 360-degree VR camera images

Tamotsu AMEMIYA*, Masanobu YAMANE**

1 はじめに

樹冠開空度は林冠の隙間の度合いを表すもので、林内の光環境を表す重要な指標の一つ（棚部・籠原 1999）である。この樹冠開空度の測定法として普及しているのが、画角 180 度の魚眼レンズを用いて全天空写真を撮影し、その画像を開空部分とその他の画素を二値化し、画像面積に対する樹冠の隙間の割合を算出する方法である。この方法は、当初の白黒フィルム画像から直接面積を判読するもの（早稲田 1983）から、白黒フィルム画像をイメージキャナによりデジタル化後二値化処理して計測する方法（兼平 1992）、さらにはデジタルカメラに魚眼レンズを装着して撮影したデジタル画像を用いて処理する形へと改良されてきた。また、樹冠開空度の画像解析手法についても各種の検討（石山ほか 1995、棚部・籠原 1999 など）が加えられ、また画像解析フリーソフト（LIA32：山本 2003、Canop0n2：竹中 2009 など）も公開されている。さらに、最近では、全天空も含む 360 度画像を撮影できる VR カメラが比較的安価で利用できるようになっており、VR360 度画像から天空写真を作成する方法も開発され（Honjo et al., 2019）、樹冠開空度を測定するための R 言語（R Core Team 2021）のスクリプト（Script：簡易的なプログラム）も公開されている（竹中 2021）。

この VR360 度画像を用いて樹冠開空度を計測する

方法の利点はいくつかある。まず、同時に撮影地点周辺の景観が同時に記録でき、VR360 度画像を撮影する専用デジタルカメラには撮影時間に加えて撮影場所の GPS 情報を付加した林内の状況や林床状態などの映像情報が得ることができる点である。また、同じ判別する VR 画像を画像処理することで撮影地点付近の林床の植被や土壌露出度といった林床状態の数値指標を同時に算出することも可能で（山根・雨宮 2024）、森林状態の評価において多用途での活用が期待できる。

そこで、筆者らは Honjo et al.(2019)の原理に関する報告を参考にして、ほぼ同じ条件で多数撮影された VR360 度画像 (360° パノラマ画像：Cylindrical Equidistant Projection Image) から樹冠開空度を一括計測し撮影時間、撮影位置情報を出力する、ユーザーインターフェース機能を有するアプリケーション（以下「アプリ」）を Python (The Python Software Foundation 2022) の画像解析モジュールを活用して開発したので、その概要を報告する。

なお、図 1、図 2 の原図については、日本農業気象学会より転載の許諾を得ている。

2 アプリケーションの概要

(1) 機能

本アプリは、以下に示すとおり VR360 度画像から

*GIS インスティテュート

** 神奈川県自然環境保全センター研究連携課

天空写真を作成（機能 1）し、ピクセルの明度で分類して二値化することにより樹冠開空度（天空率）を一括して算出する（機能 2）ものである。

ア 天空写真の作成

Honjo et al.(2019)の原理を参考として、VR360 度画像から天空写真に変換するプログラムを python 言語により独自に作成した。なお、ここで用いた、VR360 度画像のピクセル値 (x, y) から 180 度魚眼レンズ撮影画像 (Equidistant Fisheye Image = 天空写真：正距円筒図法) のピクセル値 (u, v) の相互変換式は次に示すとおりである。

$$u = y \cos\left(\frac{\pi}{2\ell}x\right) \quad (1)$$

$$v = y \sin\left(\frac{\pi}{2\ell}x\right) \quad (2)$$

$$x = \frac{2\ell}{\pi} \tan^{-1} \frac{v}{u} \quad (3)$$

$$y = \sqrt{u^2 + v^2} \quad (4)$$

ここで、 ℓ は画像サイズのパラメータで、 4ℓ が VR360 度画像の水平ピクセル数、 2ℓ が垂直ピクセル数である。

原論文には座標軸の取り方が説明されていないので、図 1 に示すように、画像の左上を原点として、右向きに x 軸 (Column)、下向きに y 軸 (Row) とした。1 は元の VR360 度画像の高さの 1/2 で、画像の幅は 4ℓ として求める。このピクセル数 1 が角度 90° に

相当する。一方、天空写真では写真中央（天頂方向）を原点として、右向きに u 軸、上向きに v 軸をとり、画像の幅と高さはともに 2ℓ (180° に相当) で、原点のオフセットは (ℓ, ℓ) になる。このとき u 軸の正方向は VR360 度画像の $x=3\ell$ で、式 (6) の角度 $\tan^{-1}(v/u)$ は 3ℓ から右へ回った角度となるので、VR360 度画像と天空写真相互のピクセル数の投影変換式 (1) ~ (4) の関係を用いて、x の値を 360° VR360 度画像の $x=3\ell$ から右へ数えたピクセル数として求めたそれぞれの式に代入して、天空写真の画像座標 (x, y) のピクセル値 (図 2) を求めるプログラムを作成した。

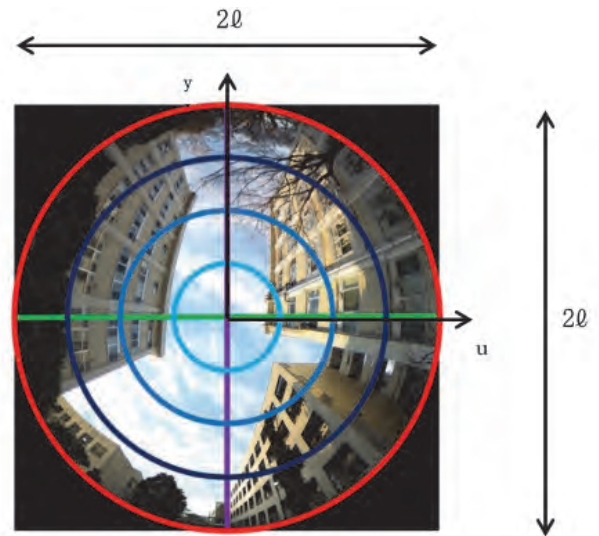


図 2 等角投影の天空写真 (Honjo et al. (2019) の Fig. 3b に対応)
注：図中の数字、記号は本文参照

なお、VR 機材により、VR360 度画像の傾き補正（天頂補正）が有効なもの（『水平維持機能』などの呼称が使われることがある）とそうでないものがある。



図 1 VR360 度画像の上半分 (Honjo et al. (2019) の Fig. 3a に対応)
注：図中の数字、記号は本文参照

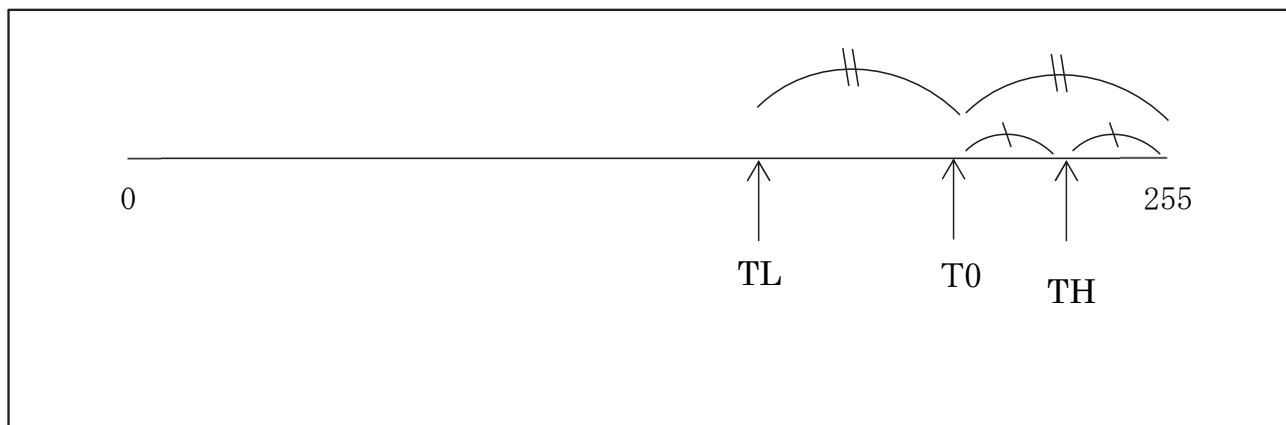


図3 天空写真における樹冠開空度判定の明るさの閾値設定の方式

注：横軸は明るさ V の範囲 (0 ~ 255)。

注2：T0: 指定した閾値上限値、TL・TH: 参考の閾値の上限値

ここで示した処理は、その機能があることを前提としているので、使用できる場合は撮影時に傾き補正機能を有効にしておく必要がある。補正機能がない機種を使用する場合は、天頂位置がずれないように留意した撮影を行うことが必要である。

イ 樹冠開空度の計測

VR360 度画像ファイルを天空写真に変換し、樹冠開空度の面積を計測する。処理は、画像の各ピクセル RGB 値を HSV 値に変換後、明るさ (V 値) の閾値を与えて白黒の二値化画像を作成し、天空部分の全ピクセル数に対する樹冠開空度とする白部分のピクセル数の割合を樹冠開空度として算出する手順で行う。閾値の設定では、指定した閾値 T0 より高い明るさ ($TH = 255 - (255 - T0) \div 2$) および低い明るさ ($TL = 255 - (255 - T0) \times 2$) を閾値として二値化した画像も作成し、参考画像として確認できるようにした (図3)。さらに V 値を変えて、また幾種類かの画像で二値化画像を作成して、画像に適用する閾値を定めるような機能を加えた。

ウ 処理結果の出力

読み込んだ VR360 度画像を天空写真に変換して計測した樹冠開空度の面積割合を画像ファイル名と併せて CSV 形式のテキストファイルに書き出す。同時に、VR360 度静止画ファイルに記録されている exif (Exchangeable Image File Format: デジタル写真に付与される撮影情報や位置情報などのデータ) 情報を参照する形で、撮影した日時と撮影場所の緯度・経度も書き出す。なお、機種により緯度・経度情報

が記録されていない場合は、該当値は空欄となる。

3 アプリケーションの実行方法

(1) 動作環境

本アプリ「VRsky.exe」は、3 個の Python 言語で記述したスクリプトで構成され、Windows 10 (.Net Framework 4.8) および Anaconda3 (Python 3.8.8 以降) + OpenCV (OpenCV 2022) のもとで動作する。

なお、アプリで、上述した機能について、一連の VR360 度画像を一括処理でき、操作しやすいグラフィカルユーザインターフェース (GUI : Graphical User Interface) 環境を付加した。

(2) アプリケーションの操作

ア アプリケーションの起動と終了

Windows10 環境の PC に、アプリに含まれる Python スクリプトが実行できる環境設定を行った後、実行形式プログラム (VRsky.exe) を任意の場所にコピーして、プログラムのアイコンをダブルクリックしてフォームを起動させる (図4)。アプリは、フォーム右上の×印をクリックして終了させる。なお、プログラムの実行に必要な Python プログラムモジュール「OpenCV」及び「py360convert」 (<https://github.com/sunset1995/py360convert>) は事前に所定のフォルダにインストールしておく必要がある。

イ VR360 度画像ファイルの読み込み・表示

フォームの表示後、VR360 度画像ファイルがあるフォルダから画像ファイルを選択して [開く] をク

図4 アプリの初期画面フォーム

図5 VR360度画像を読み込んだ時点のアプリケーション上部に表示される画面例

注：この例では2020年9月8日10時58分18秒に撮影した、「堂平ネズミトラップVR」フォルダ直下にあるVR360度静止画像（緯度35度28分52.43秒、経度139度10分22.04秒）を使用して、明度下限値224での計測を指定している

リックすると、選択した画像が読み込まれ、テキストボックスに画像ファイルへのフルパス名、画像を取得した場所（撮影地点）の緯度・経度および撮影日時が表示される（図5）。

ウ 天空写真変換及び画像二値化処理

続いて、フォーム右中央にある、「天空写真」ボタン横に表示されている「V：明度の下限（0-255）」の欄に指定する明度の下限の数値を入力するか、「▲▼」ボタンをクリックして数値を変更する。そし

て、「天空写真」ボタンをクリックすると、①天空写真の作成、②指定した閾値で天空写真を分類し、明るい部分（空）と暗い部分（遮蔽物）に二値化した抽出画像を作成後、③VR360度画像の横に作成した画像が並べて表示される。この処理では、指定した閾値 T_0 より高い明度 $(TH = 255 - (255 - T_0) \div 2)$ および低い明度 $(TL = 255 - (255 - T_0) \times 2)$ を閾値として二値化した画像も作成し、参考画像として表示する（図6）。

元の天空画像と二値化した画像を見比べながら試

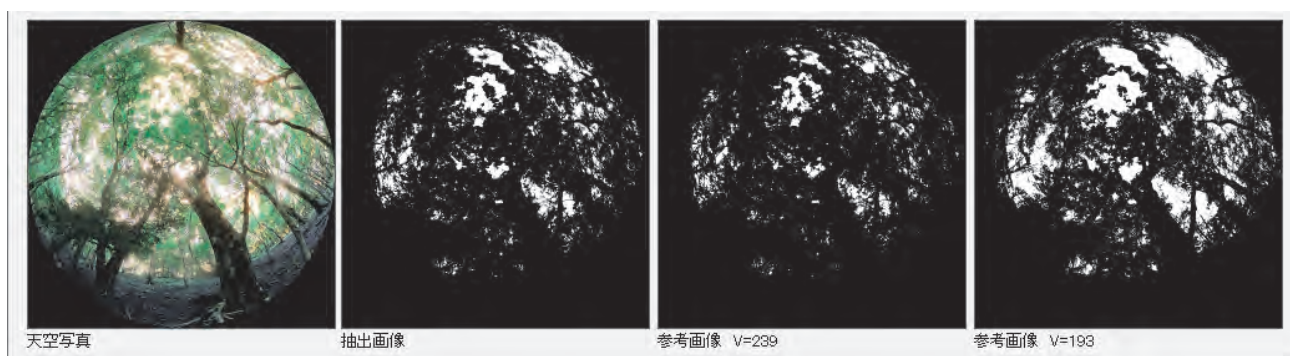


図6 天空写真の二値化処理結果の例

注：左から天空写真に変換した画像、指定明度で開空部分を二値化した画像、明度 229 で二値化した画像及び明度 193 で二値化した画像を示す

	A	B	C	D	E
1	V_low = 224				
2					
3	ファイルパス	天空率	緯度	経度	撮影日時
4	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-10_GS_0614.JPG	0.121	35.48134	139.1729	2020/9/8 10:58
5	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-11_GS_0613.JPG	0.139	35.48136	139.173	2020/9/8 10:58
6	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-12_GS_0612.JPG	0.127	35.48139	139.1731	2020/9/8 10:58
7	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-13_GS_0611.JPG	0.095	35.48142	139.1733	2020/9/8 10:57
8	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-14_GS_0610.JPG	0.14	35.48145	139.1733	2020/9/8 10:57
9	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-15_GS_0609.JPG	0.124	35.4815	139.1734	2020/9/8 10:56
10	C:\temp\test_python\堂平ネズミラップVR\A-1-16_GS_0598.JPG	0.11	35.48103	139.1719	2020/9/8 10:47

図7 アプリケーションから出力される CSV ファイルの例

注：CSV ファイルには開空部分抽出のための明度の下限値 V_low 値と、画像解析処を行った VR360 度画像のフルパスのファイル名、撮影した日時、撮影地点場所の緯度・経度、天空率がこの図に示す順序で、画像ファイルのあるフォルダに「result.csv」ファイル名で出力される。

行錯誤的に V 値を変えて、また幾種類かの画像で二値化画像を作成して、全画像に適用する閾値を決定する。その後、読み込んだ VR360 度画像から天空写真が一括して数秒で作成される。この際、「処理した画像をファイルとして残す」にチェックマークを入れておくと（初期画面ではチェックが入っている）天空写真の画像が保存され、二値化画像の作成処理が数秒で終了する。

作成した画像は、VR360 度画像があるフォルダ下の tmpfiles フォルダに次の名前で作成される。

天空写真：

<VR360 度画像のファイル名 >_sky.jpg

二値化画像（閾値 =T0）：

<VR360 度画像のファイル名 >_thre.jpg

二値化画像（閾値 =TH）：

<VR360 度画像のファイル名 >_high.jpg

二値化画像（閾値 =TL）：

<VR360 度画像のファイル名 >_low.jpg

エ 全画像の計測

閾値の設定後、[評価] ボタンをクリックすると、テストのために読み込んだ画像があるフォルダ中の、すべての画像ファイルについて天空写真と閾値を T0 とする二値化画像を作成し、天空写真中の空の面積割合を CSV 形式のテキストファイルに書き出す。同時に、VR360 度画像の撮影日時と撮影場所の緯度・経度も書き出す。テキストファイルは画像があるフォルダ中に「result.csv」のファイル名で保存（図 7）し、処理終了のメッセージが表示される。なお、出力ファイルには、1 行目は二値化に使った V の閾値を、2 行目は空行、3 行目はフィールド行で、4 行目以降に画像ファイルのフルパス名と樹冠開空度（天空率）、撮影場所の緯度・経度、撮影日時が記録される。

4 おわりに

我々は、本報告で紹介した VR360 度画像から樹冠開空度を一括計測するアプリに加えて、森林状態を

指標する林床植被率を一括自動取得する機能を持ったアプリ（山根・雨宮 2024）を開発済みであり、今後、これら二つのアプリを各種の森林モニタリング調査に活用するとともに、アプリの統合化、機能の高度化を図っていきたいと考えている。

引用参考文献

- 1) Honjo T., Linb T. and Seo Y. (2019) Sky view factor measurement by using a spherical camera. *Journal of Agricultural Meteorology* 75(2) : 59-66
- 2) 石山 高至・石垣 逸郎・井上 公基・劉 建志 (1995) 樹冠開空度についての考察. 47 回日林関東支論 : 103-106
- 3) 兼平 文憲 (1992) イメージスキャナと全天空写真を利用した開空度の推定. *青森県林試報* 42 : 11-9
- 4) 竹中 明夫 (2009) 全天写真解析プログラム Canop0n 2. <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>
- 5) 竹中 明夫 (2021) Canop0n 2 関連の補足情報. <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/appendix.html>
- 6) OpenCV (2022) Open source computer vision library. <https://opencv.org/> (2023 年 6 月 30 日確認)
- 7) R Core Team(2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/> (2023 年 6 月 30 日確認)
- 8) 棚部 一将・龍原 哲 (1999) 全天空写真による樹冠開空度の推定 : カラー画像の教師付き分類. *森林計画学会誌* 33: 29-38
- 9) The Python Software Foundation (2022) The Python Language Reference. <https://docs.python.org/3/reference/index.html> (2023 年 12 月 11 日確認)
- 10) 早稲田 収 (1983) 開空度の測定とその光環境としての応用. *林試研報* 323 : 9-13
- 11) 山根 正伸・雨宮 有 (2024) VR カメラで撮影した 360 度カラー画像による林床被覆率の計測アプリケーションの開発. *神奈川県自然環境保全センター研究報告* 18:63-71
- 12) 山本 一清 (2003) LIA for Win32 (LIA32) ver. 0.376 β1. <https://www.agr.nagoya-u.ac.jp/~shinkan/LIA32/LIAMan.htm> (2023 年 6 月 30 日確認)

VR カメラで撮影した 360 度カラー画像による 林床被覆率の計測アプリケーションの開発

山根正伸*・雨宮 有**

Development of an application for measuring forest floor coverage using 360-degree VR camera images

Masanobu YAMANE*, Tamotsu AMEMIYA**

1 はじめに

森林における林床の被覆状態の指標として、地上 0cm から 50cm の範囲の植生による林床の被覆率（以下、林床植生被覆率）や礫及び土壌の露出率（以下、土壌露出率）、林床植生被覆率と堆積リター（落葉及び落枝）の被覆率（以下、リター堆積率）を合計した林床被覆率（三浦 2000）がある。これらの林床の被覆状態を示す各種指標の計測に関しては、一定の方形枠を用いて目視で判定・計測する方法（三浦 2000）に加え、最近では一般的なデジタルカメラで撮影した平面に投影したカラー静止画像（以下、平面投影カラー画像）が持つ色情報を用いて専用の画像編集ソフトにより半自動計測する方法（初ほか 2010）がある。

近年、森林環境を記録する比較的安価な機材として 360 度カメラ（全方位カメラ）が普及している。この 360 度カメラは撮影地点の全方位のカラー静止画像（以下、360 度カラー画像）を一度の撮影で取得でき、一般的なデジタルカメラで撮影した平面投影カラー画像より撮影地点周辺の多様な環境情報を一枚の画像から取得・計測することができる。得られた 360 度カラー画像には上述した撮影地点付近の林床植生やリターの被覆状態を含んだ画像が撮影されており、適切な画像変換処理を行って平面投影カ

ラー画像を作成することで、林床の被覆状態を既存の手法と同様に評価できると考えられる。また、GPS 記録機能を搭載した器材を使用することで、撮影条件、撮影時間などに加えて撮影位置の緯度経度の座標情報を含めた撮影画像情報（exif 情報：Exchangeable image file format）が得られ、林床の被覆状態の評価結果を地図情報化することも容易となる。

そこで、本報告では VR カメラで撮影した 360 度カラー画像を林床の被覆状態のモニタリングに活用するという観点で、座標情報を含めた exif 情報を取得しつつ、得られた 360 度カラー画像から撮影地点付近の林床植生被覆率、土壌露出率、リター堆積率および林床被覆率を特定の画像編集ソフトを使用せずに自動計測する方法を検討した。具体的には、平面投影カラー画像の画像解析において、初ほか（2010）が実施した色情報に基づく手法を一部替えた簡便な手法により林床の被覆状態の指標を算出する方法を検討するとともに、この方法を 360 度カラー画像から行う拡張方法を検討した。あわせて、森林環境のモニタリングのために多地点で取得した 360 度カラー画像を一括して連続的にほぼ自動で林床被覆状態の指標値を計測できるようにするため、プログラム言語の一種の Python（The Python Software Foundation、2022）の画像計測モジュー

* 神奈川県自然環境保全センター研究連携課

**GIS インスティテュート

ルを活用して、グラフィカル・ユーザーインターフェース (GUI: Graphical User Interface) 機能を持つアプリケーション (以下、アプリ) を作成したのでその概要について報告する。なお、本研究における基本的な処理方法の検討及び計測処理のプロトタイププログラムの作成は山根が、配布用計測アプリの作成は雨宮が行った。

2 材料と方法

(1) 画像の取得

色情報に基づく簡便な画像解析手法を検討するため、2020年8月2日に、丹沢山地の堂平地区内 (35度28分54秒, 139度10分38秒) の植生回復状態に幅がある30地点で、一般的なデジタルカメラを用いて地上高約2mから真下向きに1枚ずつ、30地点のうち10地点では異なる撮影条件でもう1枚ずつ、合計で40枚の平面投影カラー画像を撮影した。この40枚の平面投影カラー画像は、あらかじめ、初ほか (2010) の計測方法に沿って画像編集ソフト (Photoshop, Adobe社) を用いて林床植生被覆率、リター堆積率を計測し、林床被覆率を算出した。なお、これらの撮影地点では低木層がほとんど発達せず、林床の植生高は最大でも50cm程度であった。

さらに、VRカメラで撮影した360度カラー画像からの計測への拡張方法を検討するため2020年8月19日に、同じく堂平地区の林床の被覆状態が異なる50地点で、緯度経度座標情報をあわせて取得できるVRカメラのGoProMAX (GoPro社製) を用いて、地上高2mから1枚ずつ合計50枚の360度カラー画像を撮影した。これらの撮影地点では、林床植生被覆率と目視調査結果との関係を検討するため、画像の撮影時に目視により植生率を5%刻みで計測し、記録した。

(2) 平面投影カラー画像の画像解析

平面投影カラー画像の画像解析により、林床植生被覆率 (a%) と土壌露出率 (b%) を計測した。リター堆積率 (c%) は100%から両値を差し引いて求めた ($c\% = 100\% - a\% - b\%$)。林床被覆率 (d%) は100%から土壌露出率 (b%) を差し引くか、林床植生被覆率 (a%) とリター堆積率 (c%) を足し合わせて求めた ($d\% = 100\% - b\% = a\% + c\%$)。

林床植生被覆率と土壌露出率は堂平地区で撮影し

た40枚の平面投影カラー画像を以下の手順で解析した。まず、平面投影カラー画像が持つ赤 (Red)、緑 (Green)、青 (Blue) の3つの色の強さに関するRGB色空間で示された情報を、色相 (H:Hue)、彩度 (S:Saturation)、明度 (V:Value) のHSV色空間の情報に変換した。これはRGB色空間において緑色を検出するにはR、B、Gの3パラメーター値の調整が必要で複雑になるのに対して、HSV色空間では色の種類はHという1つの値で決まり、青みのかかった緑や黄色みのかかった緑などもH値のみで検出できるというメリットがあるためである (農業情報科学 2019)。そこで、林床植生被覆を幅のある緑色を呈している画素と捉え、色相を示すH値のみに着目して緑被 (緑色の画素) とその他の被覆 (その他の色の画素) に二値化し、緑被の占める割合を林床植生被覆率として計測することとした。なお、緑被の二値化では手順等 (同上Webサイト) を参考にしたPython言語のOpneCVモジュール (OpenCV 2022) を用いた画像処理プログラムを作成した。一般に緑色はHSV色空間でH値がとる0から360のうち $50 \leq H \leq 150$ の範囲をとるとされる。このH値の範囲は撮影条件等により変動すると考えられるので、本研究では40枚の平面投影カラー画像から数枚の画像を選んで植生被覆をよく反映するH値の範囲を探るため、H値の上下限値を10ずつ段階的に変化させて二値化し、実際の植生被覆と緑色とみなした画素とが概ね一致するH値の範囲を決定した。

土壌露出率については、礫は概ね黒色を呈し、HSV空間で明度を示すV値 (0~255) は0に近い値をとること、我が国の主な森林土壌の表土が黒色からやや明るい茶色を呈し、これらの色のV値は0から80以下の濃い暗色の範囲にあること (カラーサイト.com, <https://www.color-site.com/names/402>) を念頭に、土壌露出部分のV値の範囲を決めることとした。すなわち、画素を土壌露出部分とみなすV値は、撮影地点の土壌型や撮影条件などで変動することも考慮し、典型的な土壌露出部分がある画像を用いてV値の上限値を100から10刻みで段階的に減らし、それぞれ二値化した画像を作成し、目視によって区別できる土壌露出部分と概ね一致するV値の範囲を決定した。なお、本研究で用いたV値の上限値は撮影地点一帯の土壌露出部分の抽出に限定して使用できるものであり、土壌型などが異なる場所では表層土壌の土色に応じたV値上限値の検討が必要と

考えられるので、後述する計測支援用のアプリケーションでは上限値に調整機能を持たせるかたちで作成している。

以上で述べた平面投影カラー画像の解析により計測・算出した林床植生被覆率と林床被覆率について、初ほか (2010) が用いた Photoshop を使用した色調の自動一致機能で抽出した計測値とどの程度一致しているかを比較検討した。

(3) 360 度カラー画像の画像解析

360 度カラー画像から林床被覆率を計測・算出する処理の流れは次のとおりとした。まず、撮影画像の撮影情報を取得するため、360 度カラー画像に付加された撮影日時及び撮影位置などが記録してある exif 情報を読み出す処理 (処理 1) を行った。その後、撮影地点の足元の平面投影カラー画像への画像座標変換と切り出し処理 (処理 2) を行い、その平面投影カラー画像を二値化したうえで林床植生被覆率、土壌露出率を計測し、その計測結果を出力 (処理 3) した (図 1)。本研究ではそれぞれの処理を行うための個別プログラムを Python 言語の画像処理モジュールを活用して自作した。

次に、360 度カラー画像が正距円筒法 (Equirectangular) により画像の上下端に近づくほど左右方向が拡大される画像であることを踏まえ、

360 度カラー画像から撮影地点における東西南北方向の足元付近の画像の平面投影カラー画像に座標変換して切り出しする画像処理方法を検討した。360 度カラー画像から平面投影カラー画像へと座標を変換する処理には、Python プログラムの画像変換モジュールとして公表されている「py360convert」 (<https://github.com/sunset1995/py360convert>) を使用した。このモジュールは、画像の座標変換方式、入出力ファイル、出力画像のサイズ、平面画像の場合は切り出し位置などの変換処理条件のパラメーター値を指定することで任意の座標変換処理が可能である (図 2)。このモジュールを実行するには、以下に示すようにモジュール名 (py360convert) の引数に変換方式パラメーターの指定 (convert e2p)、入力と出力の画像ファイル名の指定 (png 形式、例では 入力ファイル: example_input.png、出力ファイル: example_e2p.png)、切り出す画像のピクセルサイズの指定 (w、h、例では横サイズ: 300、縦サイズ: 300)、平面切り出しするカメラ方向及び足元のカメラ撮影角度のパラメーター値 (u_deg と v_deg、例では u_deg : 120 と v_deg : 23) の指定がそれぞれ必要となる。

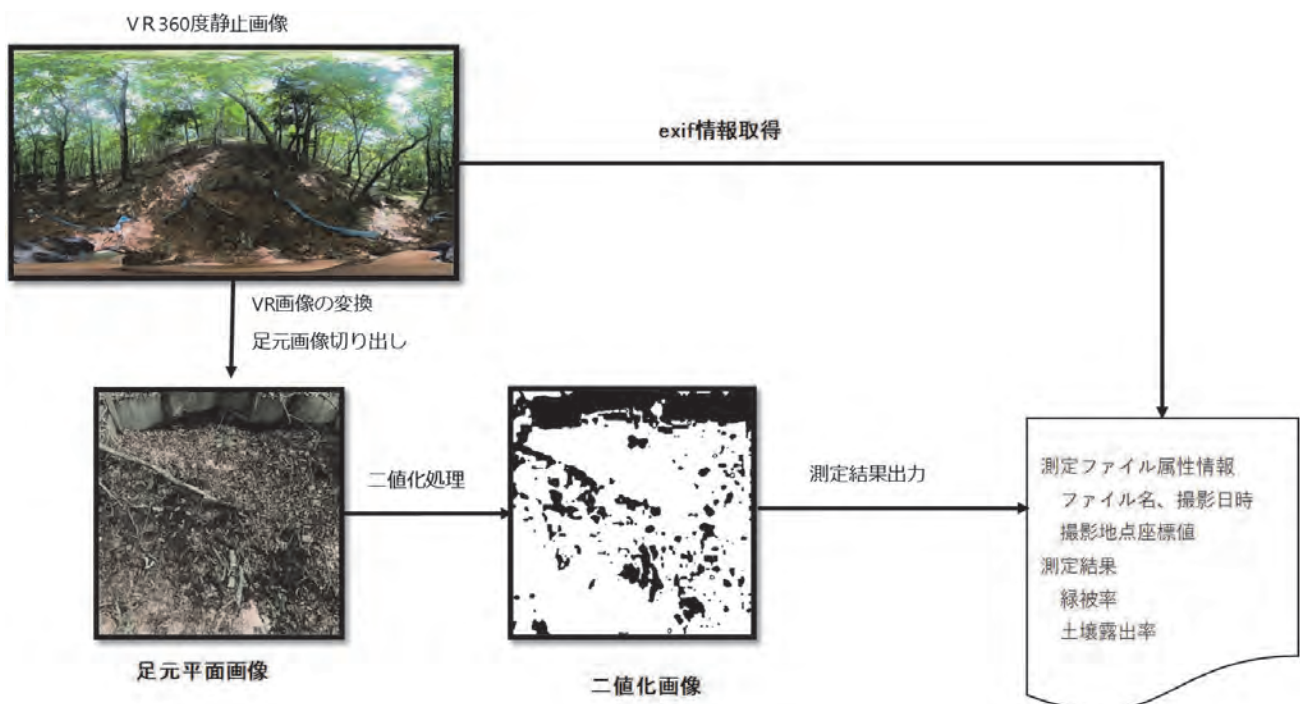


図 1 360 度カラー画像から林床被覆率を測定する処理の流れ
注：二値化画像では黒が緑被部分を示す


```
py360convert --convert e2p --i assert/
example_input.png
--o assert/example_e2p.png --w 300 --h 300
--u_deg 120 --v_deg 23 (式1)
```

何枚かのテスト画像を使用して、パラメーター値を一定数値刻みで段階的に変更して出力した画像を確認しながら、360度カラー画像から撮影地点の足元東西方向の平面投影カラー画像を座標変換して切り出しするのに適当なカメラ方向及び足元のカメラ撮影角度のパラメーター値を決定した。切り出した足元付近の平面投影カラー画像の一部には撮影者の頭や腕などが部分的に映り込むため、切り出し画像を二値化する範囲を、切り出し画像の上下左右20%トリミング処理した範囲とし、このことを前提として画像を切り出すのに適切なピクセルサイズについても検討した。

続いて、50地点で撮影した360度カラー画像から足元の平面投影カラー画像を切り出し、RGB色空間からHSV色空間に変換したうえで二値化し、上述の方法で林床植生被覆率を計測し、現地において目視で計測した植被率と比較した。

(4) 配布用アプリケーションの開発

以上に述べた360度カラー画像からの足元の平面投影カラー画像への変換と切り出し、切り出した画像のHSV色空間での二値化処理による林床植生被覆

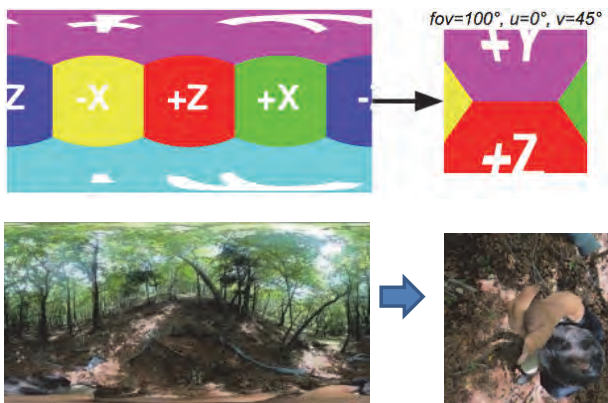


図2 360度カラー画像から撮影地点の足元の平面投影カラー画像の変換・切り出し原理(上)と堂平地区360度カラー画像の足元平面投影カラー画像への変換・切り出し例(下)

注1: 左下画像が360度カラー画像、右下画像が足元直下を切り出した平面投影カラー画像。

注2: 上右画像のfov: 平面切り出しするカメラ方向、uとvが足元位置のパラメーター値を示す

率、土壌露出率の計測及び林床被覆率の算出に関する検討結果を踏まえて、多数の画像を一括して連続的に一連の処理をほぼ自動で行うことのできるアプリを開発した。このアプリは、Windows 10 (Net Framework 4.8) およびAnaconda3 (Python 3.8.8以降) とPython言語の画像処理モジュールプログラムのひとつである「OpenCV」(OpenCV 2022)のもとで動作するかたちで作成し、簡単な操作説明を併せて提供することとした。

3 検討結果

(1) HSV色空間での画像解析に適したH値およびV値の範囲

林床植生被覆率の計測において、HSV色空間でH値を二値化して緑被の実態を反映できる範囲は $75 \leq H \leq 125$ であった。ただし、図3に示すように平面投影カラー画像に落枝に付着する緑色を呈する蘚苔類が含まれる場合には、それらが緑被として判定され林床植生被覆率が過大となった。このような誤差は、林床植生が少ない場合に生じやすいと考えられる。また、緑色を呈する人工物があってもそれらが緑被として判定されたため、そのような画像は計測対象から除外する必要があると考えられた。

土壌露出率の計測において、HSV色空間でV値を二値化して土壌露出の実態を反映できる範囲は $0 \leq V \leq 80$ であった(図4)。なお、土壌露出部分についても、土や礫に似た色を呈する物体がある場合は誤判定が生じるので注意が必要である。また、落葉や落枝は灰色や茶色を呈しておりV値のみでは誤抽



図3 丹沢山地の堂平地区で撮影した360度カラー画像から撮影地点の足元の平面投影カラー画像を切り出した後に緑被部分を二値化処理した結果の例

注1: 左が360度カラー画像から切り出した足元の平面投影カラー画像。

注2: 右が左画像のHSV色空間値のH値が75から125の範囲にある画素を緑被として抽出して二値化した画像。



図 4 丹沢山地の堂平地区で撮影した 360 度カラー画像から撮影地点の足元の平面投影カラー画像を切り出した後に土壌露出部分を二値化処理した結果の例

注 1 : 左が 360 度カラー画像から切り出した平面投影カラー画像

注 2 : 右が土壌露出部分として左画像の HSV 色空間の V 値を 0 から 80 の範囲の画素を抽出して二値化した画像。

出ることがあったので、H 値や S 値も併用する方法等について今後検討が必要と思われた。

(2) 異なる画像解析手法による林床植生被覆率および林床被覆率の比較

続いて、これらの H 値及び V 値の範囲値を用いて 40 枚の平面投影カラー画像について林床植生被覆率と林床被覆率を求め、画像編集ソフト (Photoshop) を用いた初ほか (2010) の方法に準じた計測値と比較した。今回用いた方法の計測値がやや過大に判定されているが、両値には有意な強い相関 (林床植生被覆率 : $r^2=0.83$, $p < 0.001$ 、林床被覆率 : $r^2=0.80$, $p < 0.001$) が認められ、おおむね一致することが確認できた (図 5)。ただし、今回

用いた方法での計測値はやや過大であるため、その原因解明も含め一致精度の向上を図る方法についての検討が必要と考える。

(3) 360 度カラー画像から平面投影カラー画像への切り出し処理に適したパラメーター

360 度カラー画像から平面投影カラー画像の座標変換・切り出し処理では、式 1 における u_deg と v_deg のパラメーター値を (360, -55)、(270, -55)、(180, -55) および (90, -55) とすることで、それぞれ足元付近の東西南北 4 方向、およそ 1 m 方形の範囲を含む平面投影カラー画像を切り出せることが確認できた (図 3, 4)。また、画像サイズのパラメーター値は元の画像の画素数によっても異なるが、500 から 1000 程度が座標変換・切り出しおよびその後の二値化計測のパソコンでの処理速度などの観点で適当と考えられたので、幅 500、高さ 500 の正方形サイズのパラメーター値とすることとした。

(4) 画像解析により計測した林床植生被覆率と目視による植生率の比較

続いて、以上の検討結果を用いて、50 地点の堂平 360 度カラー画像をもとに計測した林床植生被覆率と目視による植生率とを比較した。その結果、林床植生被覆率は目視による植生率と有意な相関が認められた ($r^2=0.72$, $p < 0.001$) が、直線関係ではなく上に突きの曲線関係であり、画像計測で得た林床植生被覆率のほうが過少となる傾向があった (図

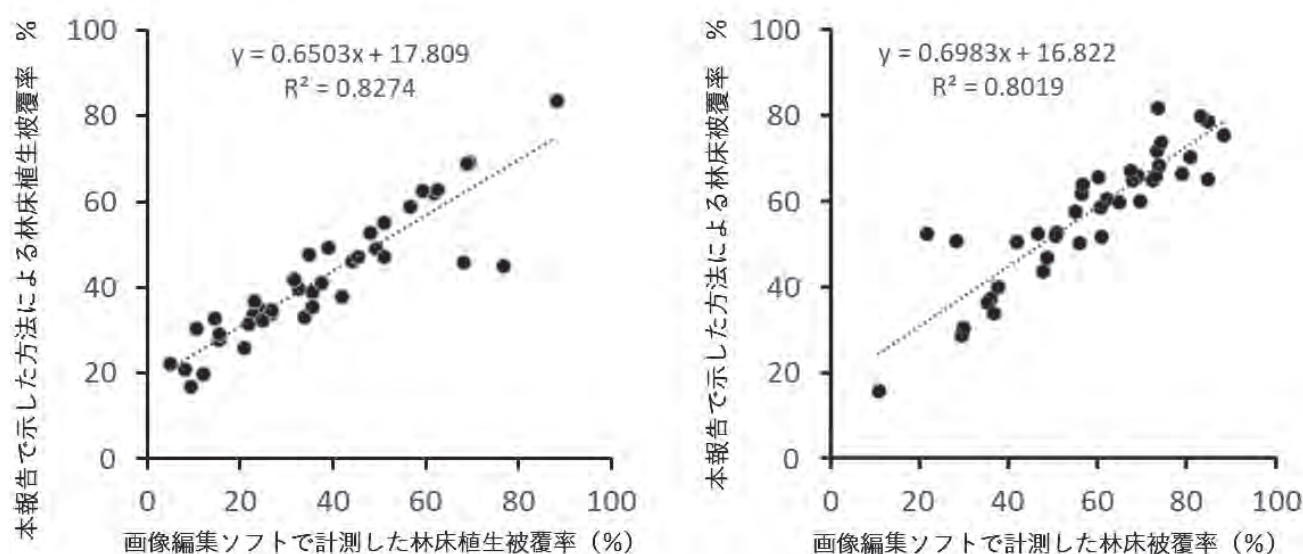


図 5 堂平地区で撮影した 40 枚の平面投影カラー画像の林床植生被覆率 (左) と林床被覆率 (右) に関する初ほか (2010) に沿って画像編集ソフトで計測した値と本研究で検討した方法で計測した値の比較

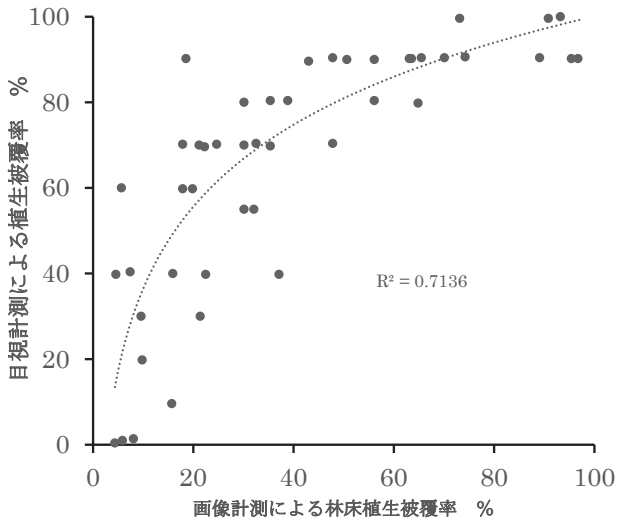


図6 丹沢山地の堂平地区50地点において目視で計測した林床植生被覆率(%)と各地点で撮影した360度カラー画像から画像座標変換・切り出した撮影地点の足元の平面投影カラー画像を用いて本研究で検討した方法で計測した林床植生被覆率(%)の比較

6)。この理由としては、目視での植生判定が5%刻みで判定しており植被率が30%前後から80%前後の範囲では不正確となりやや過大計測であった可能性が考えられる。このため、今後、計測事例を増やすなどして、その原因を明らかにして一致精度を高めていく必要がある。

4 開発した計測アプリケーションの概要

(1) 特徴

以上に示した一連の処理を多数の画像に対して一括で連続的にほぼ自動で行える操作も容易なユーザーインターフェース機能を持ったアプリを作成した。作成したアプリの特徴は4点ある。

まず、本報告で検討した360度カラー画像のexifの情報取得、足元付近の平面投影カラー画像の切り出し、画像二値化による林床植生被覆率と土壌露出率の計測および林床被覆率の算出を連続的に処理できるようにした点である。

二点目は、この種の計測は通常多点で撮影した画像を計測することが多いことを念頭に置き、指定したフォルダ内にある多数の画像を連続してほぼ自動で一括処理できるようにした点である。従来の画像編集ソフト(Photoshop)を用いた解析では1枚1枚の解析に時間がかかるため多数の画像計測には多くの時間と労力を費やす必要があるが、一括連続自

働処理できるようにしたことでより多地点での計測を短時間かつ省力化することが可能になる。

三点目は、使いやすい操作環境を提供するためGUIを採用した点である。

四点目は、360度カラー画像が様々な撮影条件下で取得されることを考慮して、足元の平面投影カラー画像の切り出し角度を調整できるような機能を持たせるとともに、緑被や土壌露出を判定するための「HSV値の調整」機能を付加した点である。この足元の平面投影カラー画像の切り出し角度調整機能では、初期値からカメラの下向き角度を変化させて切り出した場合の画像を確認できるようにした。また、林床植生被覆率の計測ではH値の値を、土壌露出率計測ではVの各値の値を試行錯誤的に変化させて、植生と土壌の部分を最もよく抽出できる値の範囲を調整できるような操作画面が表示され、確定した値が計測に反映される。

(2) 環境設定及び動作・実行方法

まず、Windows10環境のPCに、アプリに含まれるPythonスクリプトが実行できる環境設定を行う。その際、プログラムの実行に必要なPythonプログラムモジュール「OpenCV」及び「py360convert」は事前に所定のフォルダにインストールしておく。環境設定後、実行形式プログラムを任意の場所にコピーして、プログラムのアイコンをダブルクリックしてフォームを起動させる(図7)。アプリ起動後にフォームが表示されたら、[画像] ボタンをクリックし計測する360度カラー画像の入ったフォルダに移動後、画像ファイルを選択して[開く]をクリックすると、選択した画像が読み込まれ、テキストボツ

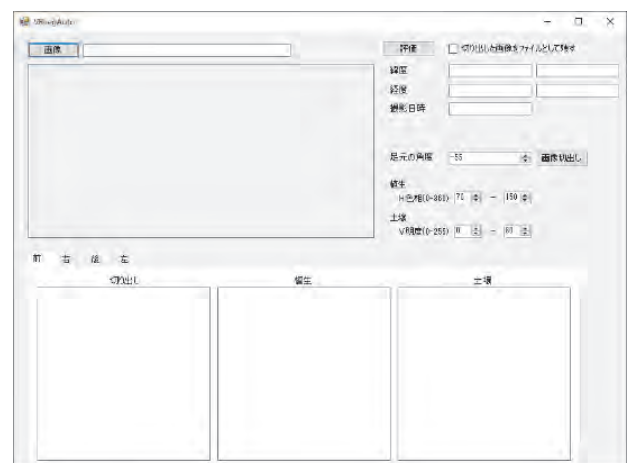


図7 アプリケーション起動後の初期画面



図 8 360 度カラー画像を読み込んだ時点のアプリケーション上部に表示される画面例

注：この例では 2020 年 9 月 8 日 10 時 47 分 43 秒に撮影した、「堂平ネズミトラップ VR」フォルダ直下にある VR360 度カラー画像（緯度 35 度 28 分 51.70 秒、経度 139 度 10 分 18.97 秒）を使用して、足元角度 -55 度、植生緑被 H 色相範囲 70-150、土壌判定明度 0—80 度での計測を指定している。

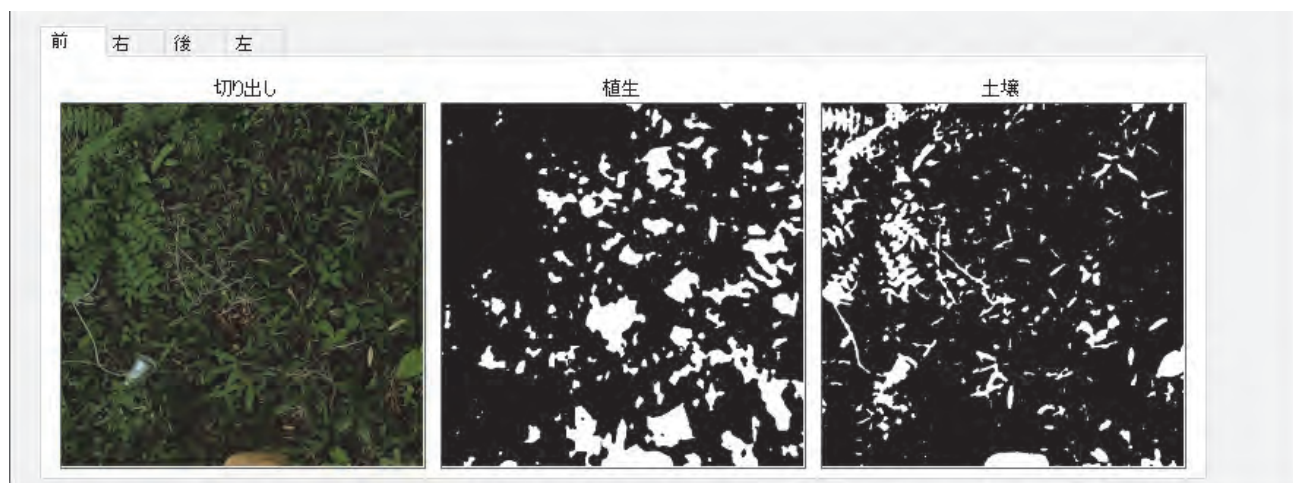


図 9 360 度カラー画像の足元前面の切り出した平面投影カラー画像（左）と林床緑被（中央）及び土壌露出部分（右）の二値化処理画像の表示例

注：上部の「前・右・後・左」タブを選択すると、パラメーター値及び値に対応した足元方向の切り出し画像及び二値化画像が各枠に表示される

クスに画像ファイルのフルパス名、画像を取得した場所（撮影地点）の経緯度および撮影日時が表示される（図 8）。

360 度カラー画像の表示後、[画像切り出し] ボタンをクリックすると、撮影位置から前後左右の足元の平面投影カラー画像を切り出し、植生および土壌として認識するピクセルとそれ以外とを二値化した画像が、初期パラメーター値で表示される。平面投影カラー画像の切り出しに関しては足元の角度（＝水平方向からの伏角、マイナス（-）符号は下向きであることを示す）の初期パラメーター値は -55 で、切り出す視野の範囲は上下 $\pm 60^\circ$ 左右 $\pm 30^\circ$ の範囲で選択できる。植被と土壌露出の判定に

関しては、二値化に用いる HSV 空間の H: 色相 (0-360) と V: 明度 (0-255) の各値の上限と下限を指定する。H 値の初期値は、撮影条件の違い等を考慮して検討結果 ($75 \leq H \leq 125$) を含んだ一般的に緑色とされる色相の範囲 ($50 \sim 150$) とした。土壌として認識する V 値の初期値は濃い暗色 ($0 \sim 80$) の明度の範囲である。

切り出した平面投影カラー画像およびその二値化画像は、フォーム下半分の「前」「右」「後」「左」の各タブページに表示される（図 9）。タブを切り替えて、各方向の切り出した画像と、そこから抽出した植生および土壌の二値化画像を比較し、パラメーターが適切かを検討する。パラメーターを変更

	A	B	C	D	E	F	G
1		H	S	V			
2	植生 low	70	0	0			
3	植生 high	150	255	255			
4	土壌 low	0	0	0			
5	土壌 high	80	255	255			
6							
7	ファイルパス	植生	土壌	その他	緯度	経度	撮影日時
8	C:\temp\test_python\堂平ネズミトラップVRVA-1-10_GS_0614.JPG	35	0	96.5	35.48134	139.1729	2020/9/8 10:58
9	C:\temp\test_python\堂平ネズミトラップVRVA-1-11_GS_0613.JPG	24	0	97.6	35.48136	139.173	2020/9/8 10:58
10	C:\temp\test_python\堂平ネズミトラップVRVA-1-12_GS_0612.JPG	17.1	0	82.9	35.48139	139.1731	2020/9/8 10:58
11	C:\temp\test_python\堂平ネズミトラップVRVA-1-13_GS_0611.JPG	3	0	97	35.48142	139.1733	2020/9/8 10:57
12	C:\temp\test_python\堂平ネズミトラップVRVA-1-14_GS_0610.JPG	12	0	98.8	35.48145	139.1733	2020/9/8 10:57
13	C:\temp\test_python\堂平ネズミトラップVRVA-1-15_GS_0609.JPG	3.5	0.1	96.5	35.4815	139.1734	2020/9/8 10:56

図10 アプリケーションから出力されるCSVファイルの例

注：CSVファイルには植生と土壌露出部の値範囲と、画像解析処を行った360度カラー画像のフルパスのファイル名、撮影した日時、撮影地点場所の緯度・経度、各足元東西南北4方向の緑被、土壌露出、その他の被覆の平均割合が「植生」、「土壌」及び「その他」としてこの図に示す順序で、画像ファイルのあるフォルダに「result.csv」ファイル名で出力される。

し再度「画像切り出し」ボタンをクリックすると切り出した画像と二値化画像が更新される。なお、360度カラー画像から切り出した足元の平面投影カラー画像の上でマウスクリックすると、クリックした場所のピクセルのH、S、V値をポップアップ表示することができる。

続いて、画像の一括連続自動計測処理に進む。植生と土壌露出の両方の閾値を決定後、「評価」ボタンをクリックすると、テスト用に読み込んだ画像があるフォルダ中の、すべての画像ファイルについて指定した値を適用して画像抽出を行い、該当するピクセル数を計算して緑被、土壌露出部、その他（全体から植生と土壌の合計ピクセル数を差し引いたもの）の面積割合がCSV形式のテキストファイルに出力される。このファイルには、緑被と土壌露出部を検出するのに使用したH値とV値の範囲、処理した360度カラー画像のフルパスのファイル名、撮影した日時、撮影地点場所の緯度・経度、緑被（＝林床植生被覆）、土壌露出、その他（＝リター堆積）の割合が含まれている（図10）。なお、初期画面にある「切り出した画像をファイルとして残す」のボタンにチェックを入れておくと、切り出した画像および緑被・土壌として認識した二値化画像があらかじめ決まったフォルダに格納保存される。

5 おわりに

本報告で示した360度カラー画像から撮影地点の足元の平面投影カラー画像を作成して、この画像を用いて林床植生被覆率などを計測する方法について

は、目視による計測値と概ね一致することが確認できた。そして、この基本処理をベースとして、様々な異なる場所や条件で撮影した360度カラー画像に対応でき、多数の画像を連続一括自動処理できるグラフィカル・ユーザーインターフェース機能を持ったアプリも併せて開発することができた。そこで、今後は、各種の森林環境モニタリングにおいて360度カラー画像を多点で撮影して森林内景観のアーカイブを進める際に、このアプリの一括計測機能を用いて林床状態データの蓄積を効率的に行い、GISとも連動させ広域的な森林環境評価に活用していきたいと考えている。ただし、初ほか（2010）が示した方法とは、土壌露出率を土壌の色情報を用いて計測し林床被覆率を算出する点で異なっており、この方法の妥当性も含めたさらなる検討を行っていく必要がある。今後の課題としたい。

6 謝辞

本研究にあたり、神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課の内山佳美主任研究員（現同部自然再生企画課）及び大石圭太特別研究員から、解析に用いた堂平地区の林床被覆データの本研究での使用を快諾していただいた。また、本稿の作成にあたり、丁寧かつ適切なコメントを同課の谷脇徹主任研究員から頂いた。ここに記して厚くお礼申し上げます。

引用参考文献・資料

- カラーサイト.com. 土色（つちいろ）の明度別色一覧. <https://www.color-site.com/names/402>. (2023年6月30日確認)
- 三浦 覚 (2000) 表層土壌における雨滴侵食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価. 日本林学会誌 82 (2) 132-140
- 農学情報科学 (2019) 葉の検出, <https://axa.biopapyrus.jp/ia/examples/leaf-detection/> (2023年12月11日確認)
- OpenCV (2022) Open Source Computer Vision Library. <https://opencv.org/> (2023年6月30日確認)
- 初 磊, 石川 芳治, 白木 克繁, 若原 妙子, 内山 佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壤侵食量の関係. 日本森林学会誌 92 (5) 261-268
- The Python Software Foundation (2022) The Python Language Reference. <https://docs.python.org/3/reference/index.html> (2023年12月11日確認)

丹沢山竜ヶ馬場に第二次世界大戦以前に植栽された ヒノキ高齢人工林の成長

山根正伸*

Growth of an old manmade cypress forest planted before World War II at Ryugababa on Tanzawa Mountains

Masanobu YAMANE*

1 はじめに

丹沢山地の冷温帯に位置する高標高域には、高齢のヒノキ林が点在している。これらの人工林は、明治時代の終りごろから第二次世界大戦以前に植栽されたもので、多くは植栽後、下刈りなどの初期の施業は行われ成林しているが、成林後は間伐などの施業はほとんど行われていない。また、その樹高成長は全般に悪いように見受けられ、林道から距離があり地形も急峻という立地特性に起因し木材収穫の難しさから経済林としての価値は低い可能性があり、今後の取り扱いは十分な検討が必要と思われる。

ヒノキ林は日本の暖温帯から冷温帯にかけて比較的積雪の少ない地域に広く分布し、その生育できる環境はかなり広いとされているが（佐藤 1971, 1973）、本州では標高 1,200 m 程度までが生育が良い経済林としての上限標高とする報告もある（四手井ほか 1974 など）。

そこで、本県の高標高域に植栽されたヒノキ人工林の今後の取り扱いを考える一助として、東丹沢県有林地内の竜ヶ馬場（標高 1,504 m）に生育する第二次世界大戦以前に植栽された高齢ヒノキ林の成長について樹幹解析を用いて具体的な生育状況を明らかにしたので報告する。

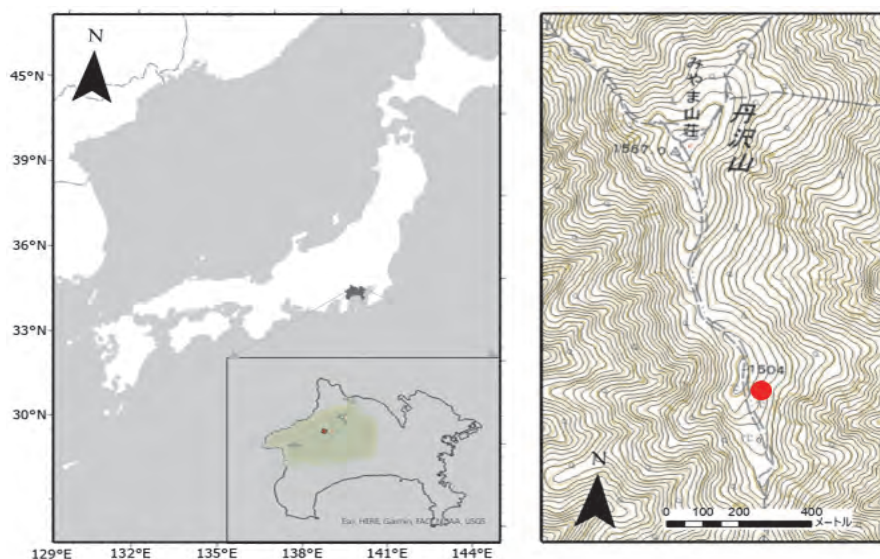


図1 調査地の位置. ●：調査地

なお、本研究は神奈川県自然環境保全センター森林再生部から研究析材料の提供を受けた。ここに記して厚くお礼申し上げます。

2 材料と方法

(1) 調査地

丹沢山山頂から南に約1 kmに位置する竜ヶ馬場(35度28分5.47秒 139度9分54.44秒、標高1,504 m)の東向き斜面に生育するヒノキ林(図1)を調査地とした。このヒノキ林は第二次世界大戦以前に植栽されたものであるが、具体的な植栽年の記録は確認できなかった。

(2) 樹幹解析用サンプルの採取方法

林分内の標準的な木(以下、「解析木」)を5本選んで、2019年9月25日に地上20 cm高(No4は40 cm高)でそれぞれ伐倒して、樹高を cm 単位で記録した。その後、0.2 m(一番下)から1 m毎にチェーンソーを用いて厚さ3~5 cm前後の円板を採取した。採取した円板と、最上端の円板を含む枝先を解析木ごとにひとまとめにして、持ち帰った。

(3) 樹幹解析サンプル採取データの処理

持ち帰った各解析木サンプル円板は、年輪の読み取りを容易にするために各円板の伐倒前に上側だった断面を削り出し、4方向基準線を設定した。年輪の読み取りは、植栽年が不明のため、0.2 m高の円板の年輪数をまず読みとり、最外の年輪から中心までの年輪数を数え、3年生の苗木が植栽されたと仮定し3年を加えて林齢を推定した。続いて、各円板に年輪幅読み取り用の刻みを4方向で5年間隔に印をつけ、スキャナで等倍に画像記録した。画像にはスケールを映しこむようにし、年輪読み取り用のソフト「Dendro Measure 1.08」(<https://www.vector.co.jp/soft/winnt/edu/se368522.html>)を用いて、5年刻みの年輪幅を4方向読み取り、読み取り値を平均し、各解析木の代表値とした。

年輪幅読み取り結果を、所定のフォーマットに変換後、樹木の重量計算ソフト「SDA (Stem Density Analyzer)」(<https://www.vector.co.jp/soft/winnt/edu/se380629.html>)を用いて、解析木ごとの樹幹切開図と5年間隔の樹高成長および材積成長を求めた。

3 結果

5本の解析木の属性は表1に示すとおりで、樹高は11.8 mから13.7 mであり、樹高に応じて採取した円板数は12枚から14枚であった。

0.2 m断面高の年輪数を読み取ったところ、81が最も多く、このことから、5本の解析木は1938年植栽と考えられ、3年生の苗が植栽されたとすると、調査地のヒノキ林は84年生と推定できた。

解析木の形質は全般に不良で、とくに根元部分の形状が悪く、腐れが認められる個体もあり、年輪幅も非常に不揃いであった(図2)。No3解析木及びNo5解析木では樹幹切開図の5 mから10 m範囲における同一年の樹幹外側の位置を示している断面線で認められる凸凹に示されるように幹上部で断面形状の大きな乱れが認められ(図3)、1980年代前後に幹の損傷が生じたと推察された。

樹高成長は個体によるばらつきが大きいながら持続していることが示された(図4)。しかし、80年余りを経ても、平均樹高は12.6 mまでしか達していない。また、解析木別にみると、初期成長の悪い個体、当初順調な個体、その中間の3タイプがみられ、その違いは、それぞれの個体と周辺の個体との関係、周辺木による被圧などによると推察された。これら5本を平均した樹高の連年成長をみると樹齢33年から43年の10年間で最も活発で、33年から37年までが0.3 m/年、38年から40年まででは0.33 m/年であった。

材積成長に関しては、No5解析木でやや大きいのが、その他の個体は概ね似た成長を示しており80年を経たのちに平均で0.38 mに達しているのみであった(表2)。

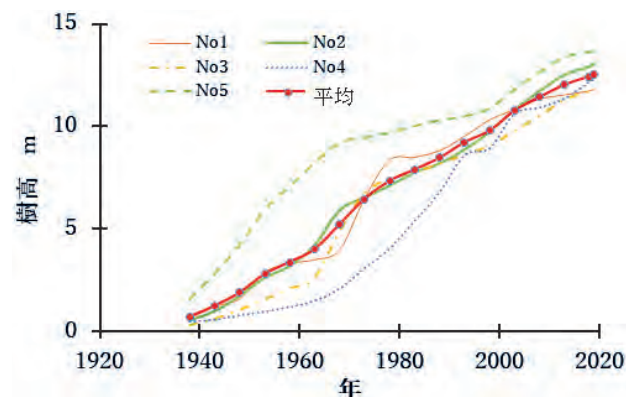


図4 樹高成長曲線

表 1 解析木の諸元

解析木番号	伐倒高 m	樹高 m	採取円板数	梢端長さ m
1	0.2	11.75	12	0.55
2	0.2	13.1	13	0.88
3	0.2	12.15	12	0.95
4	0.4	12.35	12	0.95
5	0.2	13.7	14	0.5

4 まとめ

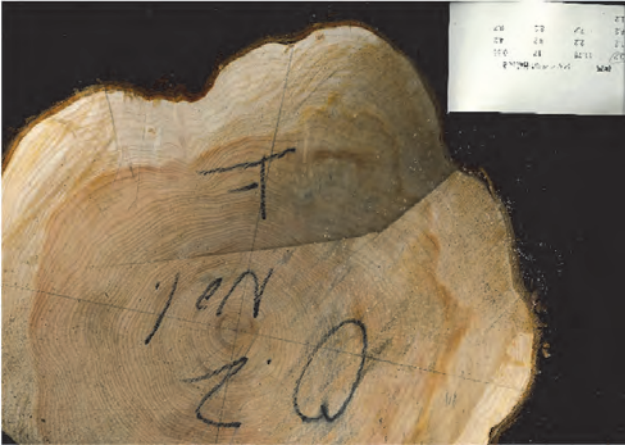
本県にあるヒノキ人工林としては最も高い標高に生育している 84 年生ヒノキ林の成長を樹幹解析によって調べた結果、成長に顕著な衰えは認められなかったが、樹高成長、材積成長ともに悪く、本県ヒノキ林の地位別樹高成長曲線（神奈川県林業試験場 1986）を当てはめると、地位下にも満たないよう樹高成長経過であることがわかった。形質的には、年輪幅は狭いが、元玉部分の形状が扁平や腐れなどがあり非常に不良で、幹上部にも二股や大きな扁平などが認められ、木材としての利用価値は高くなく経済林としての価値は大きく劣ると考えられた。

一般に、ヒノキ林は放置すると林内照度が低下し林床植生が極端に貧弱化し、さらに植生が消失すると土壌流出が発生することがしばしばある（辻村ほか 2006 など）。本調査地一帯は、1990 年代以降シカが高密度で定着越冬しており、周辺に冬季の主要な餌植物であるササ類が繁茂していることもあって、最近までシカの生息密度は比較的高く維持されている（神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課 2017）。このため、積雪時になると林冠が鬱閉し林床にササ類があるヒノキ林はシカがシェルターとして集中的に利用し、そこで植生を過採食し、植生

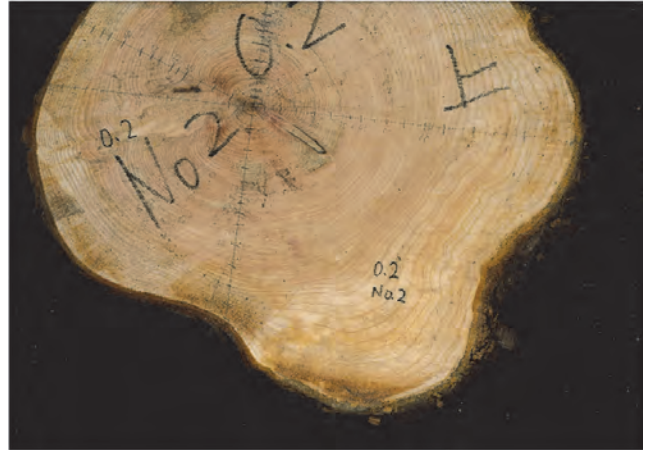
の貧弱化を加速する可能性がある。このため、土壌保全の観点から、受光伐施業などにより林内照度を高めることや、防鹿柵などの設置などを通じて植生回復を図る等の施業を適宜行うことが望まれる。

引用参考文献

- 神奈川県林業試験場（1986）価値の高い山づくりの手引き．神奈川県，pp16
- 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課（2017）第 4 次神奈川県ニホンジカ管理計画．神奈川県，pp47
- 佐藤 敬二（1971）日本のヒノキ林，上巻．全国林業改良普及協会，pp275
- 同上（1973）日本のヒノキ林，下巻．全国林業改良普及協会，pp361
- 四手井 綱英・赤井 龍男・齋藤 秀樹・河原 輝彦（1974）ヒノキ林・その生態と天然更新．地球社，pp371
- 辻村 真貴・恩田 裕一・原田 大路（2006）荒廃したヒノキ林における降雨流出に及ぼすホートン地表流の影響．水文・水資源学会誌 9（1）17-24



No1 0.2m断面高写真



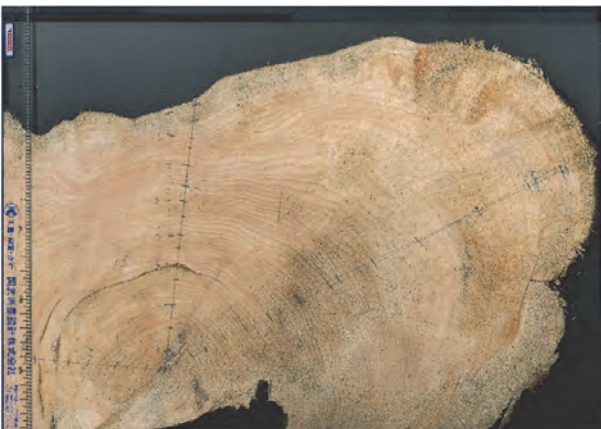
No2 0.2m断面高写真



No3 0.2m断面高写真



No4 1.4m断面高写真



No5 0.2m断面高写真

図2 樹冠解析木の0.2 m断面高における断面形状

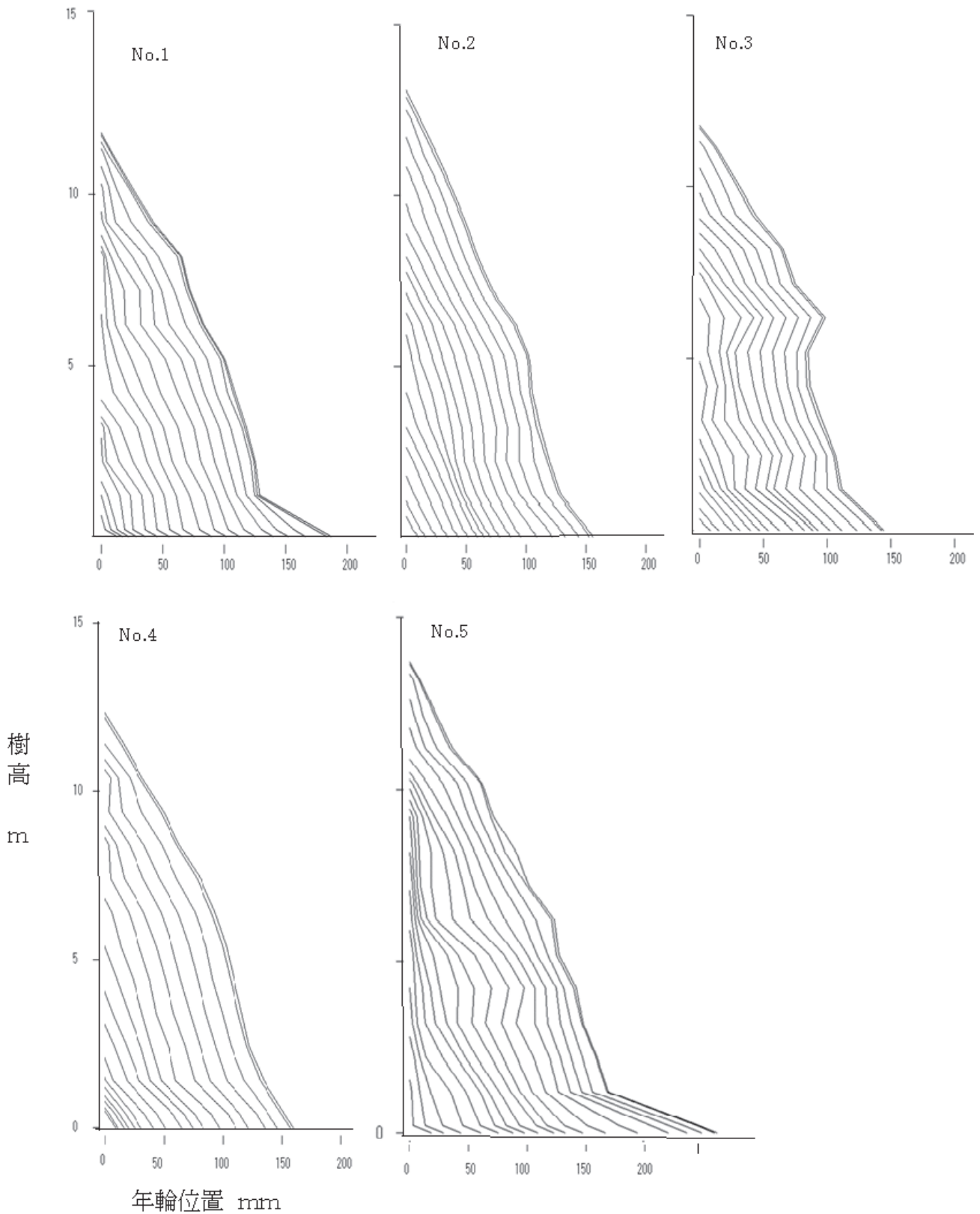


図3 樹幹切開図

注：実線は同一年の年輪位置（単位mm）を結んだもので、内側の実線から外側の実線は1938年以降の5年ごとの樹幹形状を示している。なお、最外側の線は調査時点の樹皮付き樹幹形状を示す。

表2 材積成長解析結果

年	樹齡	平均連年 成長量	平均 材積成長	No1		No2		No3		No4		No5	
				連年 成長	材積 成長	連年 成長	材積 成長	連年 成長	材積 成長	連年 成長	材積 成長	連年 成長	材積 成長
1938	3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1943	8	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
1948	13	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.003
1953	18	0.000	0.003	0.000	0.001	0.000	0.003	0.000	0.001	0.000	0.000	0.001	0.009
1958	23	0.001	0.006	0.000	0.003	0.001	0.006	0.000	0.003	0.000	0.001	0.002	0.019
1963	28	0.001	0.011	0.001	0.007	0.001	0.010	0.000	0.004	0.000	0.001	0.002	0.031
1968	33	0.001	0.017	0.001	0.013	0.001	0.017	0.001	0.007	0.000	0.003	0.002	0.043
1973	38	0.002	0.025	0.002	0.022	0.001	0.023	0.001	0.012	0.001	0.007	0.004	0.063
1978	43	0.003	0.039	0.003	0.036	0.002	0.032	0.002	0.022	0.001	0.013	0.005	0.089
1983	48	0.003	0.056	0.004	0.055	0.003	0.045	0.003	0.036	0.002	0.022	0.006	0.120
1988	53	0.005	0.079	0.005	0.082	0.004	0.064	0.003	0.050	0.002	0.034	0.009	0.167
1993	58	0.006	0.111	0.007	0.116	0.005	0.088	0.004	0.068	0.005	0.057	0.012	0.226
1998	63	0.008	0.152	0.008	0.155	0.006	0.120	0.005	0.092	0.007	0.093	0.014	0.298
2003	68	0.009	0.197	0.009	0.199	0.008	0.157	0.006	0.125	0.008	0.133	0.015	0.374
2008	73	0.011	0.250	0.010	0.248	0.009	0.202	0.008	0.163	0.011	0.189	0.015	0.449
2013	78	0.012	0.309	0.012	0.306	0.011	0.255	0.009	0.207	0.013	0.256	0.014	0.522
2018	83	0.012	0.367	0.005	0.332	0.011	0.310	0.009	0.250	0.016	0.336	0.018	0.610
2019	84	0.015	0.382	0.010	0.342	0.013	0.323	0.011	0.261	0.018	0.354	0.020	0.630

丹沢山地における水源施策第3期（2017-2021年）までの ブナ林再生対策の実施状況

谷脇 徹*・中西のりこ**・永田幸志***,****・
永井広野***,*****,石川 烈***・田村淳*****,*****

State of achievement of beech forest restoration measures in the Tanzawa Mountains until the 3rd phase of 5-year Kanagawa water source environmental conservation and restoration implementation plan (2017-2021)

Toru TANIWAKI*, Noriko NAKANISHI**, Koji NAGATA***,****,
Koya NAGAI***,*****, Atsumu ISHIKAWA***, Atsushi TAMURA*****,*****

I. はじめに

神奈川県北西部に位置する丹沢山地の高標高域ではブナを中心とする高木の枯死や衰弱にともなう林冠ギャップの拡大が進行しており（鈴木・山根 2013；鈴木ほか 2016）、ブナ林を保全し、再生するための対策の実施が急務となっている。そこで自然環境保全センターでは、ブナの葉の食害が問題となるブナハバチ大発生への対策（谷脇ほか 2016a）と高密度化したニホンジカ（以下、シカ）（写真1）採食影響下でのブナ林再生（田村ほか 2012、2016）のための技術開発を進め、あわせて対策を重点的に実施する必要がある具体的な地点を示すための再生優先地マップを作成し（鈴木ほか 2016）、効果的なブナ林再生対策の実施方法を検討した（谷脇ほか 2016b）。

検討結果を踏まえ、再生対策の方針としては、対策の緊急性が高い地点において、ブナハバチ食害を回避・軽減する防除対策により今あるブナを守りつ



写真1. 林床植生を採食中のニホンジカ
（白ヶ岳、2013年8月5日撮影）

* 神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課（〒243-0321 厚木市七沢 657）

** 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部自然公園課（〒243-0321 厚木市七沢 657）

*** 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課（〒243-0321 厚木市七沢 657）

**** 現所属 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課（〒231-8588 横浜市中区日本大通 1）

***** 現所属 神奈川県西地域県政総合センター森林部水源の森林推進課（〒258-0021 足柄上郡開成町古田島 2489-2）

***** 神奈川県自然環境保全センター研究企画部自然再生企画課（〒243-0321 厚木市七沢 657）

***** 現所属 神奈川県自然環境保全センター自然保護公園部野生生物課（〒243-0321 厚木市七沢 657）

つ、植生保護柵の設置とシカ捕獲の継続・強化を組み合わせることで森林の更新を促進し、ギャップの閉鎖を目指すこととした（谷脇ほか2016b）。このとき比較的小さいギャップではブナ等の更新促進により速やかにギャップを閉鎖し、大きいギャップでは低木林を形成しながら種子散布の多い林縁から高木を再生し、徐々にギャップを閉鎖することとした（谷脇ほか2016b）。長期的には植生回復によりブナハバチが大発生しにくい環境の再生も目指すこととした（谷脇ほか2016b）。再生優先地としては、ギャップへの対策が必要な丹沢山～蛭ヶ岳、ブナハバチ対策が必要な檜洞丸およびブナハバチ対策が必要な大室山の3地域が選定された（谷脇ほか2016b）。両方の対策が必要な檜洞丸は重点対策地区として位置付けられている（谷脇ほか2016b）。

以上のブナ林再生の考え方は2017年に「丹沢ブナ林再生指針」にまとめられている（神奈川県2017）。自然環境保全センターでは水源施策の第3期（2017-2021年）から「丹沢ブナ林再生指針」を活用することで再生の考え方を関係者間で共有し、ブナ林再生に係る調整会議により所内の関係各課で事業連携を図りながらブナ林再生対策に取り組んでいる。

そこで本稿では水源施策第3期におけるブナ林再生対策の事業実績として、再生優先地とした丹沢山～蛭ヶ岳、檜洞丸および大室山での林冠ギャップの閉鎖対策に係る①植生保護柵の設置、②土壌保全工の設置、③ニホンジカの捕獲およびそれらの④事業効果モニタリングの実施状況について、これまでの経緯を含めて報告する。ブナハバチ対策等の現存するブナの保全対策については、別途とりまとめを進めていることから別の機会で紹介することとし、本稿では割愛する。

II. 植生保護柵

1. 柵設置の背景

丹沢山地のブナ林では、1980年代後半になるとシカの採食による林床植生の退行が顕在化する。これにより、1997年から県の自然公園事業として、丹沢大山国定公園の特別保護地区において植生保護柵の設置が進められている（写真2）。柵の設置目的は、生物多様性の保全の視点から、植生回復を通じて希少種を含めた動植物を保全するとともに森林の基盤



写真2. 1997年設置後に24年経過した植生保護柵内での植生回復状況（丹沢山、2021年6月2日撮影）

となる土壌を保全し、あわせてブナ林の衰退地では天然更新を促進して森林を再生することにある。

2. 柵の資材・設置方法

丹沢ブナ林では柵の破損時にシカが侵入するリスクを分散するため、1辺が30～50m程度の比較的小面積の柵を多数設置する方針をとっている。柵の高さはすべて1.8mとしている。柵の設置にあたっては、シカ捕獲のための行動に考慮した柵の配置としている。最近では、破損時のリスクを分散しつつ、資材を節約するため、これまでのように柵を2基並べて設置するのではなく、間仕切りを入れた1基の柵を設置する事例もある。同様の目的で、複数基が並んで設置されている柵の補修・更新時に柵同士を連結させることで、間仕切り型の柵に改良する場合もある。

県では、植生調査などの事業効果モニタリングのために柵内に立ち入ることが多い。柵内への立ち入りの際、柵を乗り越えざるを得ないことがあるが、その際に負荷がかかり柵の設置高が下がってしまう可能性や、怪我をする可能性がある。このため、モニタリング対象柵には出入口を設置するか、脚立を設置することが望ましい。この点、初期の柵では金属枠の扉が設置されていたが、資材費が高くなるうえ、金属枠の歪みや植生の繁茂、柵の更新（外側からの巻き直し）により時間が経つと機能しなくなる場合が多い。このことを踏まえ、脚立の設置がモニタリング地点を中心に進められた。2017年からは、新たに設置される柵に1mの幅を空けておいて、そ



写真3. 植生保護柵に設置された簡易な出入口（矢印）（つつじ新道、2022年1月23日撮影）

ここに下記の金網パネルを設置する簡易な出入口を設置している（写真3）。

柵の資材には、当初からロール状（高さ0.9m×幅25m）の金網フェンス（日亜鋼業株式会社）を使用している。かながわ水源環境保全・再生施策が始まった2007年からは、ロール状フェンスより資材費が高いものの、より設置や補修の施工性が良いパ

ネル状（高さ1.8m×幅2.15m）の金網フェンス（近江屋ロープ株式会社）を併用している（図1）。2017年からは、破損リスクが高い面には補修しやすいパネル状フェンスを用いて、それ以外の面にはロール状フェンスを用いるハイブリッド型の柵を採用している。資材の運搬は主にヘリコプターによって行っている。

3. 再生優先地周辺における植生保護柵の設置実績

柵の設置実績として、再生優先地（丹沢山～蛭ヶ岳、檜洞丸、大室山）を含んだ事業上の管理ルート（表1）における事業実績を集計した（表2）。2021年までに丹沢山地の冷温帯自然林に設置された柵の規模は、面積77.0ha、総延長94.8kmに及んでいる。なお、後述するように、柵の更新では古い柵の外側に新しい柵を設置するが、その場合柵として有効な面積と総延長は変わらないため、集計では更新の実績は含めていない。

丹沢山～蛭ヶ岳とその周辺では、柵が2016年までに面積46.3ha、総延長51.8kmが設置されている。

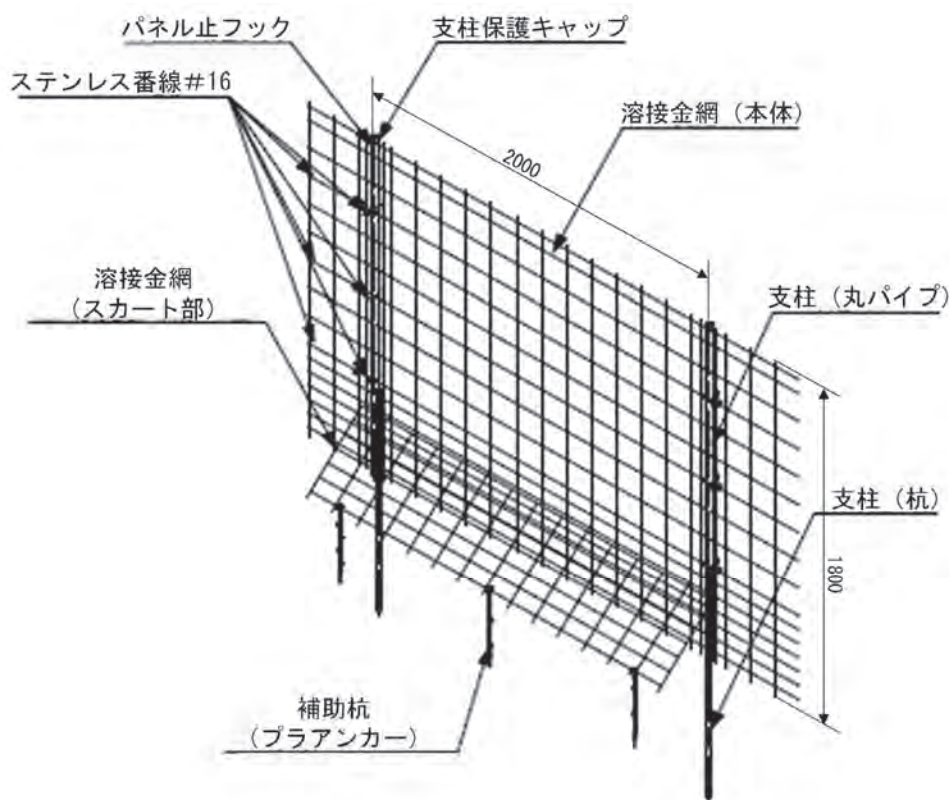


図1. パネル状金網フェンスの構造図（斜視図）

支柱として、2m間隔で地中に打ち込んだ杭に丸パイプを設置し、パイプ上端に保護キャップとパネル止めフックを取り付け、このフックに金網パネル（高さ1.8m×幅2.15m）の両端上部を引っ掛けてステンレス番線で固定する。地際部には野生動物による掘り起こしを防止するためのスカートパネルを設置する。

表1. 丹沢山地の冷温帯落葉広葉樹林における植生保護柵および金網筋工の設置規模を集計した地域ごとの管理ルート一覧

地域	管理ルート
丹沢山～蛭ヶ岳とその周辺	ルート1 (丹沢山～三峰尾根)
	ルート2 (丹沢山～日高)
	ルート7 (蛭ヶ岳～不動ノ峰)
	ルート8 (蛭ヶ岳～地蔵平)
檜洞丸とその周辺	ルート10 (石棚山～テシロノ頭)
	ルート11 (檜洞丸～ヤタ尾根)
大室山とその周辺	ルート12 (犬越路～小笄)
	ルート13 (大室山～犬越路)
奥山域全域	全ルート (ルート1～17) 合計

表2. 丹沢山地の冷温帯落葉広葉樹林における植生保護柵および金網筋工の地域ごとの設置実績

地域	項目	2016年 まで	第3期かながわ水源環境保全・再生実行5ヶ年計画期間					合計	%	
			2017年	2018年	2019年	2020年	2021年			小計
丹沢山～蛭ヶ岳とその周辺 (ルート1、2、7、8)	柵面積 (㎡)	462,558	0	0	0	0	0	0	462,558	60.1
	柵総延長 (m)	51,825	0	0	0	0	0	0	51,825	54.7
	金網筋工 (基)	7,044	0	0	0	0	0	0	7,044	92.7
檜洞丸とその周辺 (ルート10、11)	柵面積 (㎡)	101,677	20,511	20,695	14,287	0	0	55,492	157,170	20.4
	柵総延長 (m)	12,789	3,147	2,974	2,075	0	0	8,196	20,985	22.1
	金網筋工 (基)	201	20	77	44	0	0	141	342	4.5
大室山とその周辺 (ルート12、13)	柵面積 (㎡)	31,074	0	0	5,524	9,921	5,250	20,695	51,768	6.7
	柵総延長 (m)	3,868	0	0	873	2,035	876	3,783	7,651	8.1
	金網筋工 (基)	0	0	0	0	4	8	12	12	0.2
奥山域全域 (ルート1～17)	柵面積 (㎡)	689,088	20,511	20,695	19,811	9,921	9,833	80,771	769,858	
	柵総延長 (m)	81,927	3,147	2,974	2,948	2,035	1,772	12,875	94,803	
	金網筋工 (基)	7,420	20	77	44	4	36	181	7,601	

この地域は1997年の自然公園事業の開始時から優先的に柵が設置されてきた地域であり、管理地において設置可能な場所への設置がおおむね完了していることから、今期5ヶ年は維持管理が主体となっている。2021年までに高標高域に設置された柵の半数以上(面積60.1%、総延長54.7%)がこの地域に設置されている。

檜洞丸とその周辺では、柵が2016年までに面積10.2ha、総延長12.8kmが設置されており、今期5ヶ年では面積5.5ha、総延長8.2kmが設置された。この地域では2017～2019年に集中的に柵の設置が進められ、設置可能な場所への設置がおおむね完了している。重点対策地区とした檜洞丸の山頂付近では2017年と2018年の2年間で衰退地への柵の設置が完了している。2021年までに高標高域に設置された柵の2割程度(面積20.4%、総延長22.1%)がこの地域に設置されている。

大室山とその周辺では、柵が2016年までに面積

3.1ha、総延長3.9kmが設置されており、今期5ヶ年では面積2.1ha、総延長3.8kmが設置された。丹沢大山国定公園の第1種特別地域にある大室山では、特別保護地区よりも柵の設置が遅れていたが、今期5ヶ年で設置が進んでいる。2021年までに高標高域に設置された柵の1割弱(面積6.7%、総延長8.1%)がこの地域に設置されている。

以上のように、柵は、林冠ギャップへの対策が必要とされる丹沢山～蛭ヶ岳と檜洞丸において今期5ヶ年までに設置が着実に進んでおり、ブナハバチによる衰退リスクが大きい大室山においても、衰退が進む前段階の早期に植生保護柵の設置が進められている。

4. 柵の維持管理

設置された柵は倒木や落枝、積雪、動物、経年劣化などにより頻繁に破損する。破損すると柵内にシカが侵入し、時間をかけて回復してきた植生が短期



写真4. 植生保護柵の更新のために古い柵の外側に設置した新しい柵
(檜洞丸、2022年1月23日撮影)

間で劣化する。このように柵は設置しさえすればよい訳ではなく、その後の維持管理が不可欠となる。森林の更新を目的とする場合には50～100年という長期的な視点での取り組みが必要となる。そこで県では、柵の効果を長期にわたり持続的に発揮させるために定期的な点検を行い、破損の状況に応じた補修・更新を実施している。

柵の点検では、すべての柵の破損状況や劣化状況を一基ずつ目視で確認している。現在は柵の設置数が多く、すべての柵を点検するのに3年を要する。柵の補修では作業を省力化するため、破損個所に金網パネルを重ねて設置している。大径の倒木がある場合には、無理に除去せず、倒木を残したままその周囲にフェンスを設置している。柵の更新では、破損が広範囲に及ぶ植生保護柵や設置から時間が経過して広範囲に弛みが生じている植生保護柵などにおいて、その外側に新たな植生保護柵を設置している（写真4）。このように植生保護柵が一部に破損があるとはいえ二重になることで、シカの侵入リスクが長期にわたり抑えられることが期待される。

Ⅲ. 土壌保全工の設置

1. 金網筋工設置の背景

林床植生が退行したブナ林では、年間の土壌流出量が最大で1cmに達することが2004～2005年に実施された丹沢大山総合調査において明らかにされ（石川ほか2007）、シカが高密度で生息する環境での土壌保全の重要性が浮き彫りとなる。これを受け

て、かながわ水源環境保全・再生施策が始まった2007年から土壌保全対策が実施されている。様々な対策手法が検討された結果、長期的に効果の発揮を期待できる植生保護柵とあわせて、短期間で効果の発揮を期待できる最も有効な手法として金網筋工（写真5）が挙げられている（石川ほか2007）。そこで、現地の状況に応じて、植生保護柵と金網筋工とを組み合わせ設置している。

2. 金網筋工の資材・設置方法

金網筋工はパネル状フェンスの裾部分に設置するスカートパネルの金網部材を用いて作成している。その大きさは1基あたり高さ0.5m×幅2mを基本とする。金網部材のみを用いた初期型を設置した地点では、土壌やリターが堆積するものの時間がたつと斜面下側の底部から浸食が進み、堆積した土壌やリターが流出することが明らかとなる。そこで現在では、水の動きを緩和して浸食を抑えるための吸出防止材（不織布）を斜面下側の金網面から底部土中にかけて設置している（写真5、図2）。金網筋工の設置場所として、当初は植生の少ない斜面に広く設置していたが、緩斜面では面的な土壌保全効果が期待できる植生保護柵を設置できることから、現在では柵を設置できない場所のなかで、リル浸食やガリー浸食に集中する地表流を減少させるべく、浸食の源頭部に配置する方針としている。

3. 金網筋工の設置実績

金網筋工の設置実績として、植生保護柵と同じ管理ルートにおける事業実績を集計した（表2）。



写真5. 吸出防止材（不織布）を設置した改良型金網筋工（大室山、2021年6月21日撮影）

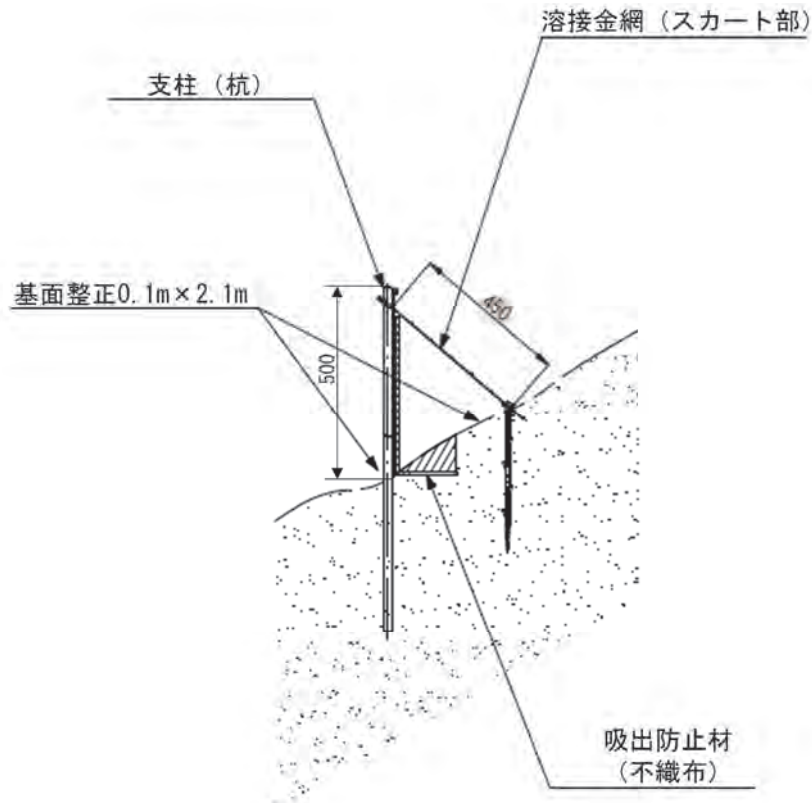


図2. 改良型金網筋工の構造図（側面図）

地中に打ち込んだ杭にパネル状金網フェンスで用いるスカートパネルを2枚組み合わせで設置し、斜面下側のパネルには、水の動きを緩和し、金網筋工底部からの土壌やリターの流出を抑制するための吸出防止材（不織布）を、金網面から底部土中にかけて設置する。

2021年までに設置された金網筋工の規模は、7,601基に及んでいる。

丹沢山～蛭ヶ岳とその周辺では、金網筋工が2016年までに7,044基設置されている。この地域では柵とあわせて金網筋工の設置がおおむね完了しているため、今期5ヶ年は設置していない。2021年までに高標高域に設置された金網筋工の9割以上（92.7%）がこの地域に設置されている。

檜洞丸とその周辺では、金網筋工が2016年までに201基設置されており、今期5ヶ年では141基が設置された。この地域では柵の設置とあわせて2017～2019年に集中的に設置が進められた。2021年までに高標高域に設置された柵の4.5%がこの地域に設置されている。

大室山とその周辺では、金網筋工が2016年まで設置されていなかったが、今期5ヶ年では12基が設置された。2021年までに高標高域に設置された柵の0.2%がこの地域に設置されている。

以上のように、金網筋工は植生保護柵と同様に着実に設置が進められている。

IV. シカ捕獲

1. 高標高での捕獲の背景

丹沢山地のブナ林では、1980年代後半以降にスズダケの退行や草本類の減少、ウラジロモミの剥皮被害などの植生劣化が顕在化し、それに加えてシカの栄養状態の悪化も指摘されるようになった。そこで県では、2003年に鳥獣の保護および狩猟の適正化に関する法律に基づく神奈川県ニホンジカ保護管理計画（2003～2006年）を策定し、植生回復目的の管理捕獲などの各種対策を実施することとした。その後、シカの生息状況や栄養状態をモニタリングしながら管理捕獲を実施してきた。2012年には、自然環境保全センターにワイルドライフレンジャー（以下、レンジャー）を配置し、捕獲が困難な高標高域の稜線部において、効果的な捕獲手法の検討を行いながら、捕獲を実施している。なお、レンジャーは、労働者派遣法に基づき自然環境保全センターに派遣された派遣職員である。

2. シカの捕獲方法

植生回復目的の管理捕獲は、県から公益社団法人神奈川県猟友会（以下、県猟友会）への委託と、レンジャーにより行われている。県猟友会による捕獲は猟犬を使った巻き狩りにより行われる。巻き狩りは10名から20名の射手（タツ）を配置し、その周辺に生息するシカを猟犬が追い出して捕獲する手法である。丹沢山地の奥山域のように、アクセスに時間がかかり、急傾斜地が多い地域では実施が難しい。レンジャーはこのような巻き狩り困難地を中心に捕獲を行っている。レンジャーの配置人数は2012年4月当初は3名、2023年4月時点では5名となっている。レンジャーは様々な捕獲手法を試行し、2020年以降は主に忍び捕獲により捕獲を実施している（片瀬ほか2020）。

3. 再生優先地周辺でのシカ捕獲実績

神奈川県における狩猟を含む全シカ捕獲数は、第1次計画（2003～2006年）が715～906頭/年、第2次計画（2007～2011年）が1,493～1,767頭/年、第3次計画（2012～2016年）が2,049～2,851頭/年、第4次計画（2017～2022年）の2021年までが2,645～3,686頭/年であり、段階的に捕獲を強化してきた（神奈川県2022）。このうち、再生優先地周辺でのシカ捕獲実績として、丹沢山～蛭ヶ岳、檜洞丸、大室山を含んだ管理ユニットにおける捕獲実績を集計した。ただし、管理ユニット神ノ川Eは蛭ヶ岳と檜洞丸の両方を含むため、それぞれの再生優先地で重複して集計した。この集計結果は本稿では図表で示さず、文中で数値を記載するに留めた。詳細な捕獲実績は神奈川県（2022）、区画法によるシカ生息密度は石川ほか（2023）を参照されたい。

なお、管理ユニットとは地形や植生を考慮して保護管理区域を細分化した小区域のことであり、管理ユニットごとに植生やシカ生息密度・捕獲数などの各種情報を集積して事業の効果の評価と見直しを行っている。

丹沢山～蛭ヶ岳周辺（丹沢中央D、神ノ川E、早戸川D、中津川B）では、捕獲数は第1次計画4年間で121頭、第2次計画5年間で155頭、第3次計画5年間で292頭、第4次計画途中までの5年間で494頭となった。捕獲が段階的に強化されたことで、シカの生息密度は第1次計画に比べて丹沢中央D(丹

沢山)や中津川B(堂平)で減少傾向がみられている。しかし、丹沢中央D(丹沢山)は依然高密度状態であり(2021年時点で21.8頭/km²)、中津川B(堂平)は概ね10頭/km²未満で推移しているものの、奥山域の暫定目標である5頭/km²未満で安定して推移してはいない。

檜洞丸周辺（中川川上流C、丹沢中央A、丹沢中央B、神ノ川E）では、捕獲数は第1次計画4年間で17頭、第2次計画5年間で85頭、第3次計画5年間で187頭、第4次計画途中までの5年間で199頭となった。檜洞丸周辺でも捕獲が段階的に強化されたが、丹沢中央B(檜洞丸)の生息密度は年変動が大きく、低下傾向はみられていない。中川川上流C(東沢)や丹沢中央A(仲の沢)では、区画法の調査地がブナ林再生対策の実施地ではないが、シカ生息密度は第1次計画や第2次計画と比べると減少傾向にある。

大室山周辺（中川川上流B、神ノ川D）では、捕獲数は管理捕獲を開始した第2次計画5年間で115頭、第3次計画5年間で89頭、第4次計画途中までの5年間で104頭となった。大室山最寄りの区画法調査区である中川川上流B(白石沢)のシカ生息密度は、第2次計画のピーク時と比べると、年変動は大きい減少傾向にあるとみられる。ただし、大室山山頂付近には区画法の調査地がなく、ブナ林再生対策の実施地での密度推移は明らかではない。

以上のように、再生優先地周辺ではこれまでの継続的な捕獲により、檜洞丸を除けば、シカの生息密度は第1次計画や第2次計画と比べると減少傾向にあることが確認された。ただし、減少傾向にある場所でも、暫定目標とする5頭/km²未満で安定してはならず山頂付近（丹沢山や檜洞丸）では依然として高密度状態が継続している。

V. 事業効果モニタリング

1. ブナ林再生モニタリング

水源環境保全・再生施策が始まった2007年からは、ブナ林再生における植生保護柵の設置やシカ捕獲の効果を検証するため、丹沢山地の主要な山頂や稜線部に設定したブナ林再生試験地の柵内外で更新木モニタリングが行われている（田村ほか2012、2016）。また、柵の長期的な効果を検証するため、設置後20年程度経過した柵において再生林分構造

調査が行われている (図 3)。

これらのモニタリングの結果、柵外では更新木の樹高は最大でも 100cm を越えることが難しく、天然更新により森林を再生するには、現状のシカ密度では柵が不可欠であることが浮き彫りとなっている (谷脇未発表)。

柵内では、柵設置後に 10 ~ 20 年程度時間が経過し、樹高が成長した更新木により低木層が発達してきた柵がある。多数設置された植生保護柵内での低

木層の発達、2020 年代の航空写真の植生判読において、2010 年代からの草地面積の若干の減少として反映された可能性がある (本特集の鈴木・山根 2024)。

このように柵内で樹高成長してきた更新木に、将来林冠ギャップを閉鎖することが期待される高木種がどれくらい含まれるかを調べ、どのような森林になることが予想されるか、その方向性を検討している。現在、森林更新の方向性には、ギャップの大きさに応じて高木種によるギャップ閉鎖が期待できる場合、当面は小高木種主体の低木林となることが予想される場合、当面はササ草地となることが予想される場合があり、高木林の更新は開空度が大きくなるほど、またササ型林床において難しくなることがみえてきている (谷脇未発表)。

重点対策地区の檜洞丸では 2017 ~ 2018 年に設置された柵の内外 10 地点で重点的な更新木モニタリングを開始しており、ギャップの大きさや周辺母樹との位置関係と森林再生の方向性との関係を検証していく予定である。

2. ブナ林再生に係るオゾン・風影響モニタリング

オゾンや風はブナ林の衰退と再生を阻害する要因の可能性があり、その動態やブナへの影響についてモニタリングが行われている。その関連として、ブナ林再生の基盤データを得るための大気・気象観測が、丹沢山地の主要な山頂 4 地点 (鍋割山、丹沢山、檜洞丸、菰釣山) (本特集の齋藤ほか 2024) と犬越路で行われている (本特集の関ほか 2024)。

草草が拡大し、林床植生が破壊された地点では、林内風速が高くなるためオゾンの移流フラックスも増大し、加速的に衰退が進行すると考えられている (河野ら 2007)。このようなオゾンと風が森林の更新に及ぼす影響を評価するため、檜洞丸の草地化が進む地点や森林更新が進む地点 (写真 6) で、2 種類のパッシブサンプラー (写真 7) (武田ほか 2012) を組み合わせることで、オゾン濃度と風速の観測を実施している (本特集の武田ほか 2024)。この観測により、開空度が大きいほど林床の地上高 1 ~ 2m のオゾン濃度が高く風速が大きいこと、柵内で更新が進み、植生の群落高が大きくなるとオゾン濃度が低く風速が小さくなることが指摘されている (本特集の武田ほか 2024)。このように衰退地では、森林を再生させることで更新木へのオゾンや風の影響を

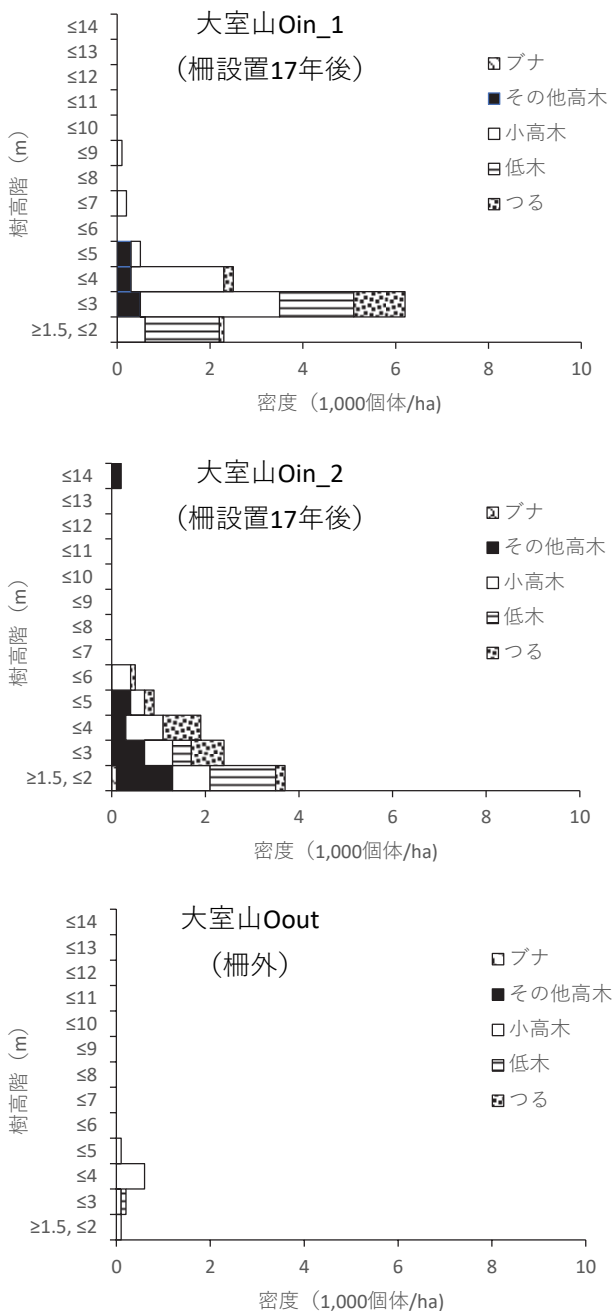


図 3. 大室山における設置 17 年後の植生保護柵の再生林分構造調査事例

これらの柵内では将来林冠の閉鎖に貢献することが期待される高木種を含めた更新木の樹高成長が進んでいる。柵外では小高木種等が低密度で生育するに留まる。

緩和できる可能性がある。

VI. ブナ林再生対策の現在地と今後の課題

以上のように、これまでのブナ林再生対策とその事業効果モニタリングの実施状況を取りまとめて報告した。再生優先地とした各地域での対策の実施状況と、柵およびシカ捕獲の課題は次のように整理することができる。

丹沢山～蛭ヶ岳では1970年代の時点で大きな草地があり、時間の経過にともない、その周辺で立ち枯れが生じて草地が拡大しており、丹沢山地の高標高域のなかでもっとも草地が多い地域となっている（鈴木・山根 2013；鈴木ほか 2016）。このように衰退が進む地域において、柵は自然公園事業が始まった1997年から設置が進んだことで管理地での設置が早い段階でおおむね完了している。また、シカ捕獲は段階的に強化されてきた。丹沢山～蛭ヶ岳とその周辺は、金網筋工の設置とあわせて、これらの対策が高標高域のなかで最も実施されてきた地域である。

檜洞丸では1980年代まで草地はほとんどみられないが、1990年代以降ブナハバチが関与するブナの立ち枯れの増加により、草地が急速に増加している地域となっている（鈴木・山根 2013；鈴木ほか 2016）。この地域では、柵は檜洞丸山頂付近で2017～2018年に集中的に設置するなど、管理地での設置が2019年までにおおむね完了している。また、シカ捕獲は丹沢山～蛭ヶ岳と同様に段階的に強化されてきた。集中的な更新木モニタリングやオゾン・風速のパッシブサンプラー観測といった事業効果モニタリングとあわせて、水源施策第3期（2017～2021年）に事業連携による重点的な対策が実施された地域となっている。

大室山では草地はほとんどみられないが、ブナハバチによる累積的な食害影響が大きく衰退リスクが高い地域となっている（鈴木ほか 2016）。この地域では、柵はこれまでに設置されたものに加えて、2019年以降追加での設置が進められている。また、シカ捕獲は第2次計画以降、同水準の捕獲圧がかけられており、草地が拡大する前から対策が実施された地域となっている。

柵の今後の課題としては、森林の更新は50年、100年という視点で取り組む必要がある、大規模に



写真6. 檜洞丸のブナ林衰退地（左）および森林更新が進む植生保護柵内（右）でのオゾンパッシブサンプラー観測状況（檜洞丸、2022年5月12日撮影）



写真7. オゾンの拡散型サンプラー（左）とフラックス捕捉型サンプラー（右）
写真6にあるシェルター（白いカップ）を取り外した状態

設置された柵の効果を持続的に発揮するためには、維持管理を長期的に継続する必要がある。シカ捕獲の今後の課題としては、山頂付近では依然としてシカが高密度で生息しており、暫定目標とする5頭/km²未満で安定して推移している地点がみられず、現状の生息密度では植生回復や森林更新は困難と考えられる。

以上のように、再生優先地とした地域において柵の設置やシカ捕獲の事業が進み、その効果が着実に現れているが、課題も多い。今後、再生目標として示されている鬱蒼としたブナ林、すなわち下草や土壌が回復し、多様な植生景観やブナ林に依存する希少野生動植物が保全されるようなブナ林（丹沢大山総合調査実行委員会 2006）を目指すには、柵の設置・維持管理やシカ捕獲といった対策事業を、その事業効果をモニタリングしながら、長期的かつ順応的に継続・強化していく必要がある。

引用文献

- 石川 烈・永井広野・永田幸志 (2023) 神奈川県ニホンジカ管理計画における生息状況モニタリング結果. 神奈川県自然環境保全センター報告 17: 17-24.
- 石川芳治・白木克繁・戸田浩人・若原妙子・宮 貴大・片岡史子・中田 亘・鈴木雅一・内山佳美 (2007) 堂平地区における林床植生衰退地での土壌侵食と浸透の実態. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 445-458.
- 神奈川県 (2017) 丹沢ブナ林再生指針. 神奈川県自然環境保全センター. 36pp.
- 神奈川県 (2022) 令和3年度神奈川県ニホンジカ管理事業実施計画実績編. 神奈川県環境農政局緑政部自然環境保全課. 31pp.
- 片瀬英高・村田成文・丸 智明・藤井秀仁・大岩幸太・國松竜太郎・永田幸志・石川信吾・町田直樹 (2020) ワイルドライフレンジャーの取り組み. 神奈川県自然環境保全センター報告 16: 9-16.
- 河野吉久・須藤 仁・石井 孝・相原敬次・内山佳美 (2007) 丹沢山地周辺のおゾン濃度の実態とブナに対する影響. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 383-395.
- 関 達哉・武田麻由子・丸山朋見・柳下良美・柴田健一郎 (2024) 犬越路測定局におけるオゾン濃度等の経年変化及びブナ生育への影響評価(2). 神奈川県自然環境保全センター報告 18: 7-12. (本特集)
- 齋藤央嗣・丸井裕二・大内一郎・谷脇 徹 (2024) 丹沢山地4地点における4年間の気象観測結果と2019年台風19号の降雨について. 神奈川県自然環境保全センター報告 18: 21-26. (本特集)
- 鈴木 透・谷脇 徹・山根正伸 (2016) 衰退リスクから見たブナ林の再生優先地マップの作成. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 75-80.
- 鈴木 透・山根正伸 (2013) 空中写真からわかるブナ林の衰退. 森林科学 67: 6-9.
- 鈴木 透・山根正伸・雨宮 有 (2024) 東丹沢主稜線部における2020年代土地被覆データの作成とブナ林の劣化指標に関する検討. 神奈川県自然環境保全センター報告 18号: 49-55. (本特集)
- 武田麻由子・小松宏昭・飯田信行 (2012) フラックス捕捉型パッシブサンプラーを用いた丹沢山におけるオゾン移流フラックスの評価. 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 53-59.
- 武田麻由子・丸山朋見・濱邊一弥・谷脇 徹 (2024) パッシブサンプラーを用いた檜洞丸山頂におけるオゾン濃度測定. 神奈川県自然環境保全センター報告 18: 13-20. (本特集)
- 田村 淳・谷脇 徹・井田忠夫・中西のりこ・吉田直哉 (2012) 丹沢のブナ林衰退地における天然更新の状況—再生事業地における3年後の調査から—. 神奈川県自然環境保全センター報告 9: 119-126.
- 田村 淳・谷脇 徹・井田忠夫・中西のりこ・吉田直哉 (2016) 植生保護柵を用いた丹沢のブナ等冷温帯森林の再生—天然更新と植栽の試験から—. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 67-73.
- 谷脇 徹・相原敬次・齋藤央嗣・山根正伸・伴野英雄・山上 明・谷 晋 (2016a) 丹沢山地におけるブナハバチ対策. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 59-65.
- 谷脇 徹・永田幸志・西口親雄・田村 淳・鈴木 透・山根正伸 (2016b) 丹沢山地の再生優先地マップに基づいた統合的なブナ林再生事業. 神奈川県自然環境保全センター報告 14: 81-89.
- 丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会 (2006) 丹沢大山自然再生基本構想—人も自然もいきいき「丹沢再生」—. 丹沢大山総合調査実行委員会. 136pp.

神奈川県自然環境保全センター報告編集要領

(趣旨)

第1条 この要領は、神奈川県自然環境保全センター報告（以下、「センター報告」という。）の編集に関して必要な事項を定める。

(目的)

第2条 センター報告は神奈川県自然環境保全センター（以下、「保全センター」という。）の業務から得られた研究成果及び知見を県民及び他の行政機関等に提供するとともに、記録・保存することを目的とする。

(掲載原稿の種類)

第3条 原稿の種類は、次に掲げるものとし、内容は別に定める「神奈川県自然環境保全センター報告投稿規定」（以下、「投稿規定」という。）による。

- (ア) 原著論文
- (イ) 調査・研究報告
- (ウ) 事業報告
- (エ) 速報
- (オ) 資料
- (カ) その他

(投稿者)

第4条 センター報告への投稿者は次のいずれかに該当するものとする。

- (1) 保全センター職員
- (2) 保全センター職員との共同調査研究者又は共著者
- (3) 編集委員会が依頼した者（特別寄稿）又は認められた者

(発行)

第5条 センター報告は、原則として、年1回発行する。ただし、第8条の編集委員会が必要と認めた場合は、この限りではない。

(原稿の提出)

第6条 投稿者は、別に編集委員会が定める期日までに、投稿規定に定められた原稿を編集委員会に提出する。

(原稿の審査)

第7条 前条の規定により提出された原稿は、編集委員会において審査を行い、採択を決める。

2 編集委員会は、原著論文の審査に際し、必要に応じて外部学識経験者に査読を依頼し、意見を求めることができる。

3 編集委員会は必要に応じ、原稿の修正を求めることができる。

(編集委員会)

第8条 前条に規定する投稿原稿の審査等を行うため、編集委員会を置く。

2 編集委員会は、所長、副所長、研究企画部長兼自然保護公園部長、森林再生部長、自然再生企画課長、研究連携課長により構成する。

3 編集委員会には委員長を置き、所長を充てる。所長が不在の時は副所長が代行する。

4 編集委員会の庶務は、研究連携課が行う。

5 編集委員会は、必要に応じて、構成員以外の者の出席を求め、その意見を聴くことができる。

(その他)

第9条 この要領に定めるもののほか、編集に関して必要な事項は別に定める。

附 則

1 この要領は、平成15年12月1日から施行する。

2 神奈川県自然環境保全センター研究報告編集要領及び神奈川県自然環境保全センター自然情報編集要領は廃止する。

附 則

この要領は、平成16年11月18日から施行する。

附 則

この要領は、平成18年1月13日から施行する。

附 則

この要領は、平成19年4月1日から施行する。

附 則

この要領は、平成22年4月1日から施行する。

附 則

この要領は、平成25年6月19日から施行する。

附 則

この要領は、平成26年9月1日から施行する。

神奈川県自然環境保全センター報告投稿規定

(趣旨)

神奈川県自然環境保全センター報告（以下、「センター報告」という。）は、当センターにおける研究業績、事業に関係する調査研究結果を投稿することができる。投稿者資格は神奈川県自然環境保全センター報告編集要領（以下、「編集要領」という。）による。

(原稿の種類)

原稿の種類は、原著論文、調査・研究報告、事業報告、速報、資料、その他（特別寄稿、各年度の他紙発表原著論文の要旨）とし、その内容は以下のとおりとする。

(1) 原著論文

日英表題、要旨（5字以内のキーワードを添付する）、本文および図表、引用文献からなり、未発表の内容を含み、十分な考察がなされているもの。

(2) 調査・研究報告

日英表題（英は省略可）、要旨（省略可）、本文および図表、引用文献からなり、研究に関する調査結果をとりまとめたもの（報告書）。

(3) 事業報告

表題、要旨（省略可）、本文および図表、引用文献からなり、研究以外の業務に関する結果をとりまとめたもの（報告書）。

(4) 速報

日英表題（英は省略可）、要旨（省略可）、本文および図表、引用文献からなり、新規性がありかつ公表の緊急性が高いもの、新たに開発された研究方法や機械の紹介、既成の知見を確認する報文や貴重な測定結果等。

(5) 資料

表題、データ等からなり、業務で得られた測定結果、知見、記録などを簡潔にとりまとめたもの。

(6) その他

(1) から (5) に該当しない種類で、センター報告編集委員会（以下、「編集委員会」という。）が認めたもの。総説・調査報告・国際学会報告・他紙発表原著論文の要旨等。

(原稿の書き方)

原著論文、報告、速報、資料は、以下の書式に従う。他も可能な限り従うものとする。なお、編集委員会が必要と認めたものはこの限りではない。

- (1) 要旨は冒頭に著者名、表題、神奈川県自環境保センター報告、空白（15文字分）を付加し、これらを含めて和文は500字以内、英文は250語以内とする。要旨中では図・文献・数式などの引用は避け、行を変えない。
- (2) 原著論文の表題は、連報性（Ⅰ、Ⅱ等のついた表題）にしない。また、「…に関する研究」や「…について」などの表現は避ける。
- (3) 原稿は、パソコン等に入力して作成し、A4判の白紙に横書きで、横23字×縦42行に整えたものとする。新仮名遣いにより、学術用語以外は常用漢字を用いる。原稿中に欧語を用いるのは、その必要がある場合に限る。なお原稿の長さは、図・表・写真等を含め原則として刷り上がり10頁以内とする。
- (4) 図表の文字はMSP明朝で入力する。
- (5) カタカナ表記はすべて全角入力とする（半角かかは使用しない）。
- (6) 数字は半角で入力し、3桁ごとにカンマ（,）を入れる。
- (7) 英文は半角で入力し、カンマ（,）、ピリオド（.）も半角とする。なお、単語と単語の間には半角ダブルスペース（ ）を、カンマ及びピリオドの後には半角スペース（ ）を入れる。
- (8) 動物・植物の和名は全角カタカナ書きとし、学名はイタリックとする。これらの字体の指定は、太字指定、数式（係数など）の字体などとともに下記の例にならってすべて朱書きとする。単位は慣用となっている略字によって記載し、ピリオドをつけない。単位、数は半角表記とする。
Pinus → *Pinus*
- (9) 図および写真は下端に、また、表は上端にそれぞれ通し番号（図1、表1など）をつけた表題を付ける。また上端外に著書名、通し番号をつける。表題や注には英文を併記することができる。
- (10) 引用文献はアルファベット順に記載する。本文中での引用は、該当人名に（年号）あるいは事項に（人名、年号）をつけて引用する。後

述の方法で同一年号の場合は年号のあとに発表順に a、b、c をつける。誌名の略記法は和文の場合は慣例により、欧文の場合は Forestry Abstracts にならう。巻通しページがある場合は巻のみとし、ないときは、巻（号）を併記する。記載方法は次の例に従う。

例

(ア) 雑誌の場合

山根正伸・横内宏宣 (1991) スギノアカネトラカミキリによる林分内被害量調査法. 日本林学会誌 73 : 264 - 269

Yamane, M., Hayama, S. and Furubayashi, K (1996) Over-winter weight dynamics in supplementally fed free-ranging sika deer (Cervus Nippon). Journal of Forest Research 1(3) : 143-153

(イ) 書籍の場合

中川重年 (1994) 検索入門針葉樹. 188pp, 保育社, 大阪.

Levitt, J. (1972) Responses of plant to environmental stresses. 697pp, Academic Press, New York and London.

(ウ) 書籍中の場合

小林繁男 (1993) 熱帯林土壌の瘦悪化. 280-333. 熱帯林土壌. 真下育久編, 385pp, 勝美堂, 東京.

Wells, J. F. and Lund, H. G. (1991) Integrating timber information in the USDA Forest Service. 102-111. In Proceedings of the Symposium on Integrated Forest Management Information Systems. Minowa, M. and Tsuyuki, S. (eds.), 414pp, Japan Society of Forest Planning Press, Tokyo.

(11) 執筆原稿に連帯して責任を持つ場合は共著とすることができる。また、自然環境保全センター職員等および当センター職員以外の県職員が業務として協力した場合は、機関名・所属名により謝意を表す。

(12) その他文章の書き方、本文中の番号の記載順序は、原則として神奈川県文書管理規定に従う。

(例 I → 1 → (1) → ア → (ア) など)

(原稿の提出)

投稿者は、別に定める期日まで、原稿 2 部を各部編集委員会事務局員に提出する。提出にあたっては、原則として本文はワード、一太郎またはテキストファイル形式で図表はエクセルファイル形式で、写真は PDF・JPEG・TIFF ファイル形式で、CD、MO、FD などの電子媒体 1 組に保存したものを添付する。

(原稿の修正)

投稿された原稿は、編集要領に基づき審査を行い、掲載の可否を決定するとともに、審査結果により修正を求める場合がある。

(附 則)

1 この投稿規定は、平成 15 年 12 月 10 日から施行する。

2 神奈川県自然環境保全センター研究報告投稿規定および神奈川県自然環境保全センター自然情報投稿規定は廃止する。

(附 則)

1 この投稿規定は、平成 16 年 1 月 18 日から施行する。

(附 則)

1 この投稿規定は、平成 18 年 1 月 13 日から施行する。

(附 則)

1 この投稿規定は、平成 18 年 10 月 10 日から施行する。

(附 則)

1 この投稿規定は、平成 25 年 6 月 19 日から施行する。

(附 則)

1 この投稿規定は、平成 26 年 9 月 1 日から施行する。

**神奈川県自然環境保全センター報告
第 18 号**

令和 6 年 1 月 発行

発 行 神奈川県自然環境保全センター
厚木市七沢 657
TEL (046) 248-0323 (代)
〒243-0121

編集・印刷 有限会社 青史堂印刷
相模原市南区古淵 6-28-37
TEL (042) 748-3921
〒252-0344



神奈川県

自然環境保全センター
厚木市七沢 657 〒243-0121 TEL (046)248-0323(代)
<http://www.pref.kanagawa.jp/div/1644>