

原著

英彦山ブナ林におけるブナ実生の生残に及ぼす防鹿柵の効果

金子洋平・石間妙子・須田隆一

英彦山ブナ林における防鹿柵の設置が、ブナの実生更新を促進する効果があるのかを明らかにするために、防鹿柵内外でブナ実生の生残追跡調査を実施した。3年間の生残を追跡した結果、防鹿柵内の実生生存率は、柵外より高くなった。また、ブナ実生の死亡要因は、シカ食害や動物害と思われる消失が大半を占めており、土壌の体積含水率や林冠開空率は生存率と有意な関係は見られなかった。そのため、英彦山ブナ林の実生更新を促進するためには、防鹿柵の設置が有効であると考えられた。一方、柵内では2年目以降にノウサギ食害や動物害と思われる消失の割合が増加したことから、防鹿柵の下部に小型獣類の侵入防止用ネットを設置するなどの対策が必要であると考えられた。

[キーワード：ブナ林、防鹿柵、実生更新、死亡要因、英彦山]

1 はじめに

ブナ *Fagus crenata* Blume は、日本の冷温帯落葉広葉樹林に優占する代表的な樹種であり、ブナ林は北限の北海道渡島半島黒松内から南限の鹿児島県高隅山まで広く分布している。しかし、近年ではブナ林の衰退が各地で報告されており¹⁾²⁾³⁾、ブナ林衰退の簡易的なモニタリング手法の開発⁴⁾や神奈川県丹沢山地におけるブナ林衰退の原因究明及び保全活動⁵⁾⁶⁾⁷⁾が行われている。一方、地球温暖化に伴うブナ林の分布適域の減少も予測されており⁸⁾、今後ブナ林の再生はより困難になっていくと考えられることから、迅速な対応が必要となっている。

福岡県英彦山においても、ブナ林の衰退が著しい状況にある。英彦山ブナ林の衰退は、1991年の台風による大規模攪乱に起因するものであり、2001年において稜線部を中心に7割以上のブナが衰退または枯死している⁹⁾。また、当時はクマイザサ *Sasa senanensis* (Franch. et Sav.) Rehder が密生し林床への日光が遮られていたこと、近年ではニホンジカ *Cervus nippon* Temminck (以下、「シカ」) の密度が急速に増加し食害が増えたことから、後継樹の実生更新が阻害され、ブナ林の自然回復は一向に進んでいない。そのため福岡県では、2006年にクマイザサの刈り払い、翌年に防鹿柵の設置を行うなど、英彦山ブナ林の再生に取り組んでいる。

防鹿柵による植生保全の有効性については、多くの事例が報告されている¹⁰⁾¹¹⁾。しかし、防鹿柵の効果は一様ではなく、回復を期待する植物の生育が、ササ類やその他の植物の増加によって阻害されてしまう事例もある¹²⁾¹³⁾。また、植生の回復は、ネズミ類などの小型獣類の増加をもたらす¹⁴⁾¹⁵⁾、食害リスクを増加させる可能性も考えられる。そのため、防鹿柵設置後はモニタリングの実施によりその効果

を検証することが重要であり、必要に応じて順応的な管理を行う必要がある。

そこで本研究では、英彦山ブナ林において、ブナの実生更新に対する防鹿柵の効果を検証するために、防鹿柵の内外で生残追跡調査を行った。また、親個体の近くや種子・実生密度が高い場所では、植食者や土壌中の種特異的な病原菌が多く、種子や実生の生存率が低くなるとされているため¹⁶⁾¹⁷⁾、実生の生存率と親木との位置関係や実生密度の関係性について検証し、ブナの実生更新を促進させる方法について考察する。

2 調査方法

2・1 調査地の概要

英彦山は、福岡県田川郡添田町と大分県中津市山国町にまたがる標高1,199mの山であり、耶馬日田英彦山国定公園の一部をなしている。植生帯は、標高800m前後を境に暖温帯常緑広葉樹林から冷温帯落葉広葉樹林へと移行し、特に1,000m以上の地域ではブナ自然林(ブナークマイザサ群落)が分布している¹⁸⁾¹⁹⁾。高木層はブナのほか、コハウチワカエデ *Acer sieboldianum* Miq.、ミズメ *Betula grossa* Siebold et Zucc.、イヌシデ *Carpinus tschonoskii* Maxim.、エゴノキ *Styrax japonicus* Siebold et Zucc.などが混生し、高さ16~20mに達する。前述したようにブナ高木の衰退・枯死が進行しているため、高木層の植被率は20~50%程度である。低木層には、シロモジ *Lindera triloba* (Siebold et Zucc.) Blume、タンナサワフタギ *Symplocos coreana* (H.Lév.) Ohwi、カマツカ *Pourthiaea villosa* (Thunb.) Decne.などが生育するが、概して貧弱である。

シカは明治時代にはすでに英彦山に生息していたとさ

れるが、1990年代頃から生息地域の拡大及び個体数の増加が起きている²⁰⁾。英彦山とその北東部に位置する犬ヶ岳地域におけるシカの生息密度は、推定で平均24.8頭/km²、最も高い区域では53.1頭/km²に達しており²¹⁾、シカの適正頭数(生態系や林業に大きな被害が生じない密度レベル)の5頭/km²よりもはるかに多い。

英彦山地は、植物の種数が非常に豊富であり¹⁹⁾²²⁾、希少種の種数も多い²³⁾ことから、九州の中でも生物多様性保全の観点から特に重要度の高い地域の一つとされている²⁴⁾。また、ブナ林に依存するブナアオシャチホコ *Syntypistis punctatella* (Motschulsky) やブナタマバエ類などが確認されており²⁵⁾²⁶⁾、これらの種の局地的な絶滅を防止するためには、ブナ林の保全が重要である。さらに、英彦山は、山岳信仰(修験道)の霊場として国の史跡に指定されており、生物多様性保全の観点だけでなく、景観的・文化的観点からも保全の重要性が高い場所である。

福岡県によるブナ林再生の取組の一つが、英彦山の北岳と中岳間の鞍部(N33°28.7'、E130°55.7'、標高1050–1100m、図1)で実施されている。主な内容は、ブナの実生更新を促すことを目的とした2006年の大規模なクマイザサの刈り払い及び翌年の防鹿柵(125m×80m、高さ2m、目合15cm)の設置である。しかし、倒木によって防鹿柵が破損したことで、シカの侵入・食害により、林床植生はクマイザサから主にシカの忌避または不嗜好性植物¹⁹⁾²⁷⁾²⁸⁾であるイワヒメワラビ *Hypolepis punctata* (Thunb.) Mett. ex Kuhn やアオバズグ *Carex insanae* Koidz. var. *papillaticulmis* (Ohwi) Ohwi、裸地的部分に生育し採食耐性のあるミヤマササガヤ *Leptatherum nudum* (Trin.) C.H.Chen, C.S.Kuoh et Veldkamp やヌカボ *Agrostis clavata* Trin. var. *nukabo* Ohwi などが優占している。

2013年秋季に5年ぶりとなるブナ大豊作年が到来したことから防鹿柵の大規模な補修を実施し、調査枠を設定した。その後、2014年から2015年にかけて、倒木による防鹿柵の破損や柵下部からの潜り込みによるシカの侵入が複数回発生したため、調査時に柵の補修を実施するとともに(月に1回程度)、柵下部からの潜り込みが多い場所はスカート付きネットに変更し、シカの侵入を最小限に抑えるように努めた。その結果、2015年夏以降はシカの侵入は確認されていない。

調査地の近傍に位置するアメダス観測所における2014年から2017年の年平均気温は15.4°C(添田; N33°33.5'、E130°51.3'、標高92m)、年平均降水量は2,687mm(英彦山; 33°29.3'、E130°55.4'、標高823m)であった²⁹⁾。

2・2 調査方法

2・2・1 ブナ実生の生残追跡

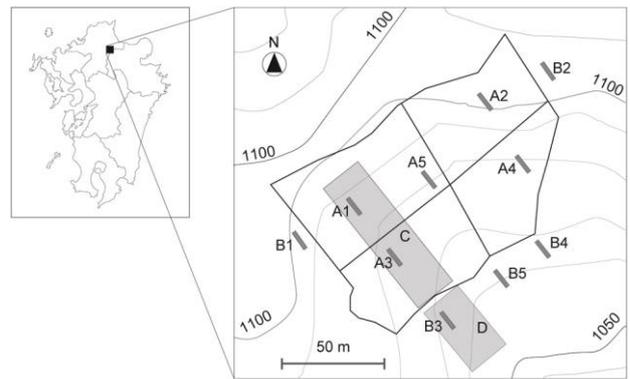


図1 調査地の位置

A1–A5 及び C は、防鹿柵内のコードラート、B1–B5 及び D は柵外のコードラートを示す。

ブナ実生の生存率及び死亡要因を明らかにするために、実生の生残追跡調査を行った。調査は、防鹿柵内外で2m×10mのコードラートを各5か所設置し(A1–A5、B1–B5; 図1)、2m×2mのサブコードラート5個に分割して行った。実生は幹長が50cm以下の個体とし、針金にナンバーテープを取り付けた実生旗により個体識別し追跡調査を行った。調査は、2014年6月から10月、2015年5月から10月にかけて月に1回程度実施した。その後、2016年6月及び10月、2017年5月に調査を行い、計3年間の追跡調査を実施した。実生が死亡していた場合は、食害、枯死、虫害、菌害等の死亡要因を可能な限り記録した。食害については、食痕から採食した動物を記録したが、上胚軸が全て無くなっているものについては、動物害である可能性が高いが、消失として記録した。

ブナ実生の生残に関わる環境要因として、土壤水分及び光環境について調査した。土壤水分については、夏季に枯死が多く発生したことから、2014年7月及び2015年7月を対象とし、各サブコードラートの隣接地点から100ml(V)のステンレス試料円筒(DIK-1801、大起理化学工業株式会社)を用いて土壤を採取し、湿重量(Ws)を計測後、105°Cで約48時間乾燥させ(恒温機、PERFECT OVEN PS-12; 田葉井製作所株式会社)、恒量に達しているかを確認した後、乾燥重量(Wd)を計測した。これらの値から、体積含水率((Ws–Wd)/V)を計算し、2014年と2015年の平均値を、各サブコードラートの土壤水分環境の指標とした。光環境については、2016年5月に全天空写真の撮影を行い(Nikon COOLPIX 880 + Nikon Fisheye lens FC-E8)、写真解析ソフト(CanopOn2)³⁰⁾により林冠開空率(%)を算出し、各サブコードラートの光環境の指標とした。全天空写真の撮影は、太陽の写りこみによる林冠開空率の過大評価を防止するために曇天日とし、各サブコードラートの中心部において地上高50cmの位置で撮影した。

2・2・2 親木の位置とブナ実生の生存率

親木の位置と実生の生存率の関係を明らかにするために、林冠木が比較的多く残存している場所を選定し、防鹿柵内に 20m×70m、柵外に 20m×35m のコドラートを設置した (C 及び D ; 図 1)。コドラートは、5m×5m のサブコドラートに分割し、2014 年 7 月と 2015 年 8 月に実生数を計数した。また、コドラートに樹冠がかかっている全ての林冠木を対象とし、種名及び樹冠の形を記録した樹冠投影図を作成した。各サブコドラートにかかっている樹冠面積を樹冠投影図から算出し、親木との距離の指標とした。

2・3 解析方法

防鹿柵内外において、ブナ実生の生存率に差があるかを明らかにするために、生存時間解析として、 Kaplan-Meier 法 (Kaplan-Meier method) による生存曲線の作成及び Log-rank 検定による比較を行った。次に、環境要因がブナ実生の生存率に影響を及ぼすかを評価するために、一般化線形混合モデルを構築した。応答変数は、最終調査時のサブコドラートにおける生存率、説明変数は体積含水率、林冠開空率、ブナ実生密度とし、コドラート位置をランダム効果として組み込んだ。分布は二項分布、関数は logit を用いた。また、柵内外の死亡要因の比率の違いについては、フィッシャーの正確確立検定 (Fisher's exact Test) により比較を行った。

親木の位置とブナ実生の生存率の関係については、応答変数をサブコドラートの実生の生存率、説明変数をサブコドラートにかかっているブナの樹冠面積と実生密度とし、分布を二項分布、関数 logit を用いた一般化線形モデルにより評価した。一般化線形混合モデル及び一般化線形モデルに用いる説明変数は、分散拡大係数 (VIF) を計算し、多重共線性がないことを確認した。なお、2014 年及び 2015 年に防鹿柵内にシカが侵入し、シカ食害が合計 19 本発生したが、柵内へのシカの侵入は各地で多数報告されており

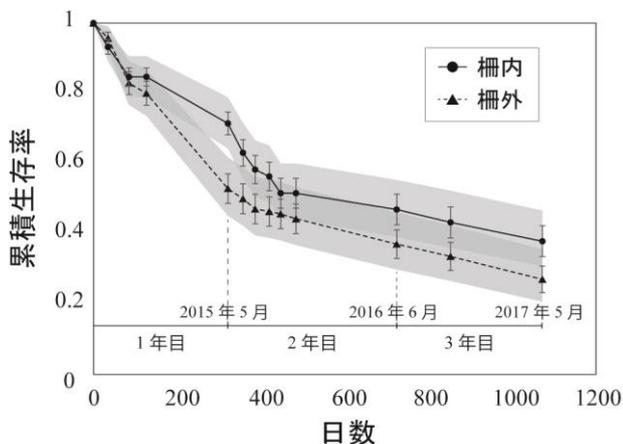


図2 カプラン・マイヤー法を用いたブナ実生の生存曲線
エラーバーは標準誤差、黒塗りは 95%信頼区間を示す。

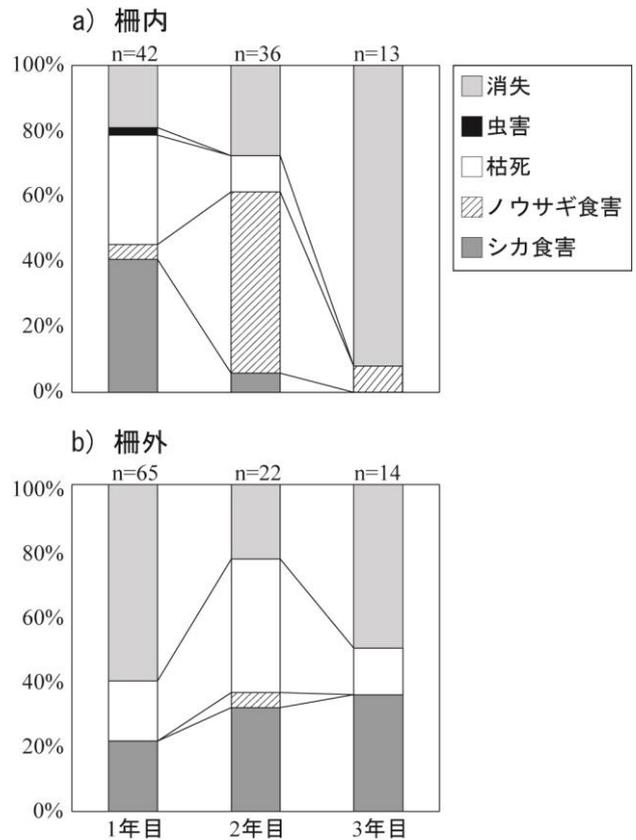


図3 防鹿柵内外におけるブナ実生の死亡要因の推移
n は各年に死亡した実生数を示す。

³¹⁾³²⁾、不可避なものと考えられることから、一般的な事象として扱うこととし、これらを含める形で解析を行った。

これらの解析には、統計解析ソフトは R.ver.3.5.1³³⁾を使用し、生存時間解析にはパッケージ”survival”、一般化線形混合モデルには”glmmML”を使用した。

本文及び図表における植物の和名・学名は、原則として「植物和名－学名インデックス (YList)」³⁴⁾に従った。

3 結果

3・1 ブナ実生の生残追跡

各コドラート (A1-A5, B1-B5) に出現した実生数は、4 から 68 本であり、合計で 287 本 (1 m² 当たり 1.4 本) であった。

3 年間における実生の累積生存率は、防鹿柵内で有意に高かった (log rank-test, $p = 0.04$, 図 2)。1 年間 (2015 年 5 月時点) の累積生存率は、防鹿柵内で 0.71 (95% 信頼区間 0.65-0.79) であり、防鹿柵外の 0.53 (信頼区間 0.45-0.62) と大きな差が見られた。しかし、2 年目は防鹿柵内での死亡率が高かったことから、2 年間 (2016 年 6 月時点) の累積生存率は、防鹿柵内 0.47 (信頼区間 0.40-0.56)、防鹿柵外 0.37 (信頼区間 0.30-0.46) と累積生存率の差が小さくなった。3 年目の生存率は柵内外でほとんど変わらず、3

年間（2017年5月時点）の累積生存率は、防鹿柵内 0.38（信頼区間 0.31–0.47）、柵外 0.27（信頼区間 0.21–0.36）であった。

ブナ実生の死亡要因は、防鹿柵内外で異なっていた（図3）。防鹿柵内で死亡した実生は 91 本であり、死亡要因の内訳は消失 30 本、ニホンノウサギ *Lepus brachyurus* Temminck（以下「ノウサギ」）による食害 23 本、シカ食害 19 本、枯死 18 本、虫害 1 本であった。一方、防鹿柵外では、死亡した実生は 101 本であり、消失 51 本、シカ食害 26 本、枯死 23 本、ノウサギ食害 1 本で、死亡要因の比率には防鹿柵内外で有意な差が見られた（Fisher's exact Test、 $p < 0.001$ ）。また、死亡要因を年ごとにみると、柵外では、どの年も同じような傾向を示したものの、柵内では年毎に主要な死亡要因が異なり、2年目にノウサギ食害の割合の増加、3年目に消失の割合の増加が見られた。

一般化線形混合モデルによりブナ実生の生残に及ぼす環境要因等の影響を評価した結果、体積含水率、林冠開空率、実生密度はブナ実生の生存率に影響を及ぼしていないことが示された（表1）。

表1 ブナ実生の生存率に及ぼす要因

説明変数	防鹿柵内		防鹿柵外	
	係数	P 値	係数	P 値
体積含水率	-	0.297	+	0.432
林冠開空率	-	0.995	+	0.596
実生密度	-	0.215	+	0.377

3・2 親木の位置とブナ実生の生存率

コドラートに樹冠がかかっている林冠木の本数は、防鹿柵内は、ブナが 13 本、コハウチワカエデ、イヌシデが各 1 本の計 15 本であった（図4）。一方、防鹿柵外では、ブナが 13 本、ミズメが 1 本の計 14 本であった。

出現したブナ実生数は、防鹿柵内 1,713 本であり、サブコドラート当たり平均 30.6 本（1–104 本）であった。柵外は、496 本であり、平均 17.7 本（0–42 本）であった。1年後の実生の生存率は、防鹿柵内で平均 48.3%（0–100%）、柵外で平均 35.2%（0–77.3%）であった。

実生の生存率に及ぼす樹冠面積及び実生密度の影響を一般化線形モデルにより解析した結果、防鹿柵内及び柵外のどちらにおいても、有意な効果は見られなかった（表2）。

表2 ブナ実生の生存率に与える親木と実生密度の影響

説明変数	防鹿柵内		防鹿柵外	
	係数	P 値	係数	P 値
樹冠面積	-	0.746	+	0.811
実生密度	+	0.967	+	0.856

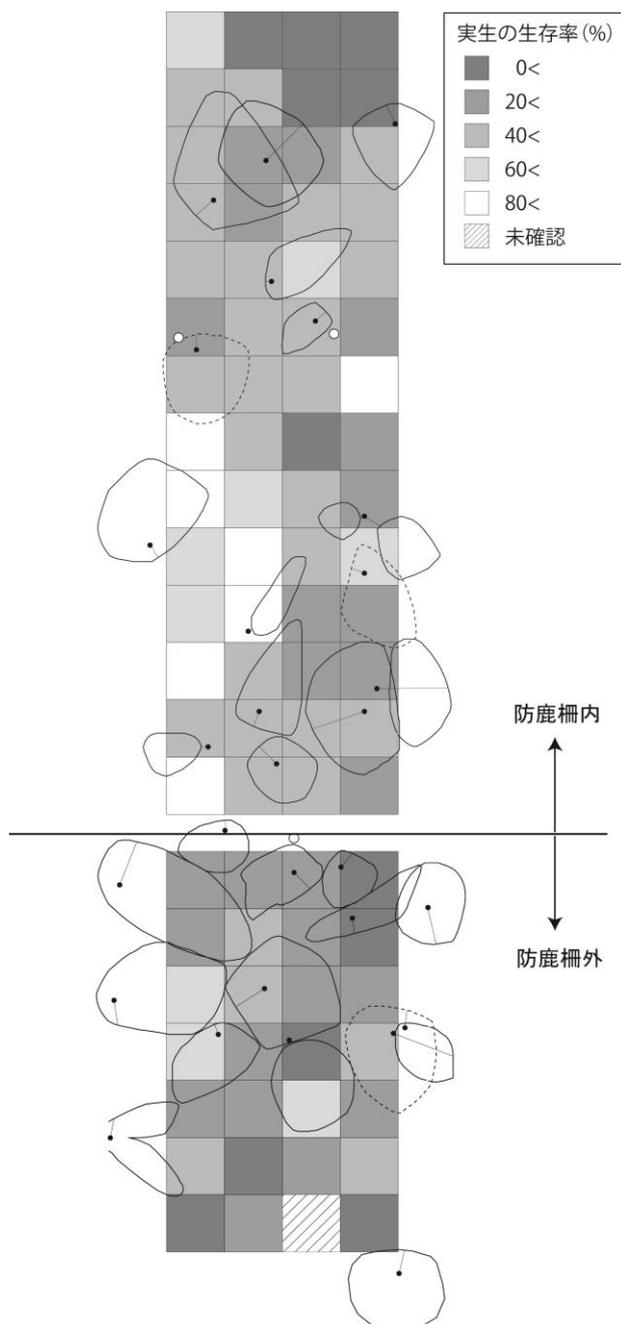


図4 樹幹投影図及びブナ実生の生存率

黒丸は樹木の位置、白抜き丸は枯死木の位置、実線はブナの樹冠、破線はブナ以外の樹木の樹冠を示す。

4 考察

ブナ実生の生存率は、防鹿柵外よりも柵内で高かった。積雪が少なく種子や実生が動物に見つけられやすい太平洋型ブナ林は、シカやネズミ類などの動物による食害が実生更新の主要な阻害要因の一つであると考えられており³⁵⁾³⁶⁾、太平洋型ブナ林に該当する本調査地においても、死亡要因の多くはシカによる食害や動物害と考えられる消失であった。同じく太平洋型ブナ林に属する宮城県牡鹿半島の金華山でも同様の結果が報告されている³⁷⁾。このこと

から、英彦山ブナ林においてブナ実生の更新を促すためには、防鹿柵の設置による動物害の低減が最も効果的な方法であると考えられる。ただし、英彦山は、枯死したブナの立木が多く残っており、倒木による防鹿柵の破損が定期的に生じると予想される。また、中岳山頂付近に設置された防鹿柵においては、風雪害と見られる折損等がたびたび発生している。このため、防鹿柵の破損と柵内へのシカ侵入の程度によっては、柵の効果は限定的になると思われる。したがって、シカの侵入を最小限に抑えるためには、頻繁な見回りと早急な柵の補修作業が必要不可欠である。

一方、今回の調査結果は、シカの排除だけでは十分ではないことも示唆している。防鹿柵内では、ノウサギによる食害の割合が顕著に増加し、その後動物害と思われる消失が増加した。防鹿柵の設置によって回復した植生は、天敵から身を隠すカバ（避難所）として機能することから、ブナの種子を摂食するネズミ類の個体数が増加することが報告されている¹⁴⁾¹⁵⁾。また、ノウサギ等の小型獣類は網目が10cm程度であれば容易に柵内に侵入することが知られている³¹⁾。本調査地で設置している防鹿柵の網目は15cmと大きいことから、防鹿柵内に侵入したノウサギによる食害の割合が増加したものと推察される。したがって、ブナの実生更新をより効果的に進めていくためには、防鹿柵の下部に小型獣類の侵入防止用ネットを設置するなどの対策が必要である。

親個体の近くや種子・実生密度が高い場所では、種特異的な病原菌等を介した距離依存的死亡及び密度依存的死亡が生じ、種子や実生の生存率が低下するとされるJanzen-Connell仮説¹⁶⁾¹⁷⁾は、世界中の様々な研究で支持されており³⁸⁾³⁹⁾、ブナの実生についても、親木の下ほど死亡率が高いことが報告されている⁴⁰⁾。しかし、本研究では、ブナ実生の生存率に親木との位置関係や実生密度の影響は見られなかった。その原因としては、本調査地がブナ林の衰退地域という特異な場所であり、菌害が発生しにくい良好な光環境⁴¹⁾⁴²⁾が整っていたこと、ブナを加害する昆虫類の個体数が減少していた可能性があること、さらにはシカ食害の影響等が考えられる。一方、今回の結果は当年生実生の1年間のみを追跡調査であったこと、既存研究⁴⁰⁾と比較して観察した実生数が少なかったこと、樹冠面積を親木との距離の指標として用いたことなど、調査方法による影響も考えられることから、さらに詳細な検証が必要である。

5 まとめ

本研究では、防鹿柵の設置及び定期的な補修作業が、柵内のブナ実生の生存率を上げることが示された。一方、小型獣類による食害の増加も引き起こすことが示されたため、ブナ実生更新を促進させるためには、防鹿柵の設置に

加えて、柵の下部に小型獣類防止用のネットを設置することが最も適した方法であると考えられた。

本研究結果は、実生の3年間の生残追跡を行ったものであるが、英彦山ブナ林における実生更新過程を明らかにするためには、種子や稚樹段階における死亡要因についても調査する必要がある。また、本研究では防鹿柵内における植生の回復状況を考慮していない。今後、クマイザサなどのブナ以外の植生が回復してきた場合は、光資源等を巡る競争が激化し、ブナ実生の更新を阻害する可能性も考えられるため、周辺植生の影響についても検証する必要がある。

文献

- 1) 谷脇徹：森林科学, 67, 2-5, 2013.
- 2) ミュージアムパーク茨城県自然博物館：茨城県自然博物館第1次総合調査報告書—筑波山・霞ヶ浦を中心とする県南部地域の自然—, 筑波山・霞ヶ浦の維管束植物, (菅谷正司ら編), p.109, 1998 (ミュージアムパーク茨城県自然博物館, 坂東市).
- 3) 中西隆之, 太田良和弘, 石井聖：静岡県環境衛生科学研究所報告, 52, 91-96, 2009.
- 4) 武田麻由子, 小松宏昭：森林科学, 67, 22-25, 2013.
- 5) 山根正伸ら：丹沢大山総合調査学術報告書, 703-710, 2007.
- 6) 神奈川県自然環境保全センター：特集 丹沢山地のブナ林衰退研究の最前線, 2012 (神奈川県自然環境保全センター, 厚木市).
- 7) 神奈川県自然環境保全センター：丹沢ブナ林再生指針, 2017 (神奈川県自然環境保全センター, 厚木市).
- 8) 松井哲哉ら：地球環境, 14, 165-174, 2009.
- 9) 猪上信義, 野田亮, 佐々木重行：九州森林研究, 55, 54-57, 2002.
- 10) S. Takatsuki：Biol. Conserv., 142, 1922-1929, 2009.
- 11) 前迫ゆり, 高槻成紀：シカの脅威と森の未来—シカ柵による植生保全の有効性と限界—, 2015 (文一総合出版, 東京).
- 12) 渡邊修ら：信州大学農学部紀要, 48, 17-27, 2012.
- 13) 中静透, 阿部友樹：シカの脅威と森の未来, 大台ヶ原のブナ林の30年, (前迫ゆり, 高槻成紀編), p.137, 2015 (文一総合出版, 東京).
- 14) 田中美江ら：日本森林学会誌, 88, 348-353, 2006.
- 15) 日野貴文ら：森林防疫, 65, 149-154, 2016.
- 16) D. H. Janzen: Am. Nat., 104, 501-528, 1970.
- 17) J. H. Connell: On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: Dynamics of Populations (P.J. den Boer and G.R. Gradwell eds.), p.298, 1971, (Centre for Agricultural

- Publishing and Documentation, Wageningen, The Netherlands).
- 18) 福岡県高等学校生物研究部会：福岡県植物誌, 1975 (博洋社, 福岡).
- 19) 熊谷信孝：英彦山・犬ヶ岳山地の自然と植物, 2010 (海鳥社, 福岡).
- 20) 池田浩一：福岡県森林林業技術センター研究報告, 6, 1-93, 2005.
- 21) 福岡県環境部自然環境課：令和3年度福岡県（耶馬日田英彦山国定公園第1・第2工区）指定管理鳥獣捕獲等事業実施計画（ニホンジカ）, https://www.pref.fukuoka.lg.jp/uploaded/life/573971_60714875_misc.pdf (2021/6/30 アクセス).
- 22) 大内準：英彦山, 英彦山の植物, (田川郷土研究会編), p.545, 1958 (田川郷土研究会, 福岡).
- 23) 福岡県環境部自然環境課：福岡県の希少野生生物 福岡県レッドデータブック2011-植物群落・植物・哺乳類・鳥類-, 2011 (福岡県環境部自然環境課, 福岡).
- 24) 中尾勝洋, 津山幾太郎, 堀川真弘：環境情報科学学術研究論文集, 28, 31-36, 2014.
- 25) 佐藤信輔, 津田清, 湯川淳一：日本環境動物昆虫学会誌, 21, 7-13, 2010.
- 26) 屋宜禎央, 広渡俊哉：日本環境動物昆虫学会誌, 30, 71-101, 2019.
- 27) 橋本佳延, 藤木大介：人と自然, 25, 133-160, 2014.
- 28) 神奈川県自然環境保全センター：神奈川県シカ不嗜好性植物図鑑, https://www.agri-kanagawa.jp/tebiki/fushiko_2016.pdf (2021/6/30 アクセス).
- 29) 気象庁：過去の気象データ検索, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> (2021/6/30 アクセス).
- 30) 竹中明夫：全天写真解析プログラムCanopOn 2, <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/> (2021/6/30 アクセス).
- 31) 片平篤行：群馬県林業試験場第22号研究報告, 2018.
- 32) 酒井敦：水利科学, 359, 101-113, 2018.
- 33) R Core Team: R: A language and environment for statistical computing, 2018, (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria), <https://www.R-project.org/>.
- 34) 米倉浩司, 梶田忠：植物和名一学名インデックスYList, <http://ylist.info> (2021/6/30 アクセス).
- 35) 島野光司：植物地理・分類研究, 46, 1-21, 1998.
- 36) 丸田恵美子, 紙谷智彦：森林立地, 38, 43-52, 1996.
- 37) S. Takatsuki and T. Gorai : *Ecol. Res.*, 9, 115-120, 1994.
- 38) 今埜実希, 清和研二：日本生態学会誌, 61, 319-328, 2011.
- 39) L. S. Comita *et al.*: *J. Ecol.*, 102, 845-856, 2014.
- 40) M. Yamazaki, S. Iwamoto and K. Seiwa: *Plant Ecol.*, 201, 181-196, 2009.
- 41) Y. Ichihara and K. Yamaji: *J. Chem. Ecol.*, 35, 1077-1085, 2009.
- 42) K. Yamaji and Y. Ichihara: *For. Pathol.*, 42, 1-7, 2012.

(英文要旨)

Effects of deer-proof fences on the survival of beech (*Fagus crenata*) seedlings at Mt. Hiko, Fukuoka, Japan

Yohei KANEKO, Taeko ISHIMA and Ryuichi SUDA

*Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences,
Mukaizano 39, Dazaifu, Fukuoka 818-0135, Japan*

To determine which factors inhibit beech seedling regeneration at Mt. Hiko, the demography of beech seedlings was investigated inside and outside deer-proof fences for 3 years. The seedling survival rate was higher inside the deer-proof fences than outside of them. The major mortality factors for beech seedlings were deer grazing and disappearance due to animal damage. The survival rate was not significantly correlated with canopy openness or soil moisture. Thus, we concluded that it is important to establish deer-proof fences for beech seedling regeneration. In addition, because the death of beech seedlings by hare feeding and disappearance increased inside the fences after the second year, we suggest that a fine mesh net should be attached to fences to prevent the invasion of small animals.

[Key words ; beech forest, deer-proof fences, seedling regeneration, mortality factors, Mt. Hiko]