

マツ枯れ被害後の更新管理方法の研究

二本松裕太・小山泰弘・柳澤賢一

マツ枯れ被害後のアカマツ林を対象に天然更新の可否に影響する要因を整理した。上層のアカマツを伐採する場合は搬出・残置に関わらず天然更新が期待できるが、前提として前生樹の存在とシカ被害が軽微なことが重要であることを確認した。また、伐採しない場合はアカマツ下層の樹種構成は数年では変わらず、ソヨゴのような常緑中低木が優占していると高木性樹種による更新が進みにくいことを確認した。シカの影響は伐採前の痕跡が少なくても注意が必要で、出現頻度を上げない工夫が有効と考えられた。更新完了基準を満たせばその後の順調な生育が期待できるが、現行の基準はシカの影響を考慮しないため、食害を受けにくい樹高になるまでは慎重な管理が必要と考えられる。

キーワード：前生樹，伐採搬出，自然遷移，ソヨゴ，ニホンジカ

1 緒言

県内ではマツ材線虫病によるアカマツの枯損被害が大きな問題となっており、全国でも最大クラスの被害が継続している（林野庁 2025）。その防除対策の一つとして、被害地及びその周辺のアカマツを全て伐採し、植栽や天然更新によって別の樹種による森林化を促し、被害拡大防止と森林の健全化を図る事業が各地で実施されている。

アカマツ林では、コナラに代表される高木性樹種が前生樹として存在することが天然更新を容易にしている（清水ら 2016）。しかし、前生樹は林業機械の走行回数が多い場合に失われる（近藤・小山 2005）ことや、木材チップを厚く敷くことで木本類の発生が抑えられる（山内ら 2006）ことを考えると、マツ枯れ被害木の処理方法が更新に影響する懸念がある。さらに、マツ枯れ被害木は拡大防止の観点から伐採されることが一般的であり、これまでの研究（清水ら 2016）では伐採された後の森林の更新を追いかけてきたが、急速な被害の拡大とともに防除が追い付かず、被害林をそのまま残す場合もあり、放置した場合の更新状況は定かではない。

そこで本研究では、既往の研究（清水ら 2016）では明らかになっていない被害木の伐採や搬出に伴う影響と、放置した場合の天然更新の可否に関わる要因を検討することとした（2章）。加えて、県内のほとんどの地域ではニホンジカ（以下、シカ）が分布を拡大している（長野県 2021）ことから、調査地内で更新に影響するシカの生息状況を確認する（3章）とともに、清水ら（2016）によりマツ枯れ跡地で成林したとされる林分の追跡調査（4章）を行った。これらの結果を整理し、既往（清水ら 2016）の結果と併せて、マツ枯れの被害後の更新方法について取りまとめた。

なお、本研究は、県単課題（2020～2024年度）

として実施し、本研究の一部は長野県林業総合センター技術情報（二本松 2024）で公表した。

2 松枯れ被害後の更新状況

2.1 目的

アカマツの枯損被害が広がっている長野県中部の筑北地域を対象として、これまでの調査で不明だった、被害木を林業機械で搬出した場合と伐採して現地へ残置する場合、被害木を伐採せずに放置した場合に、高木性の樹種への天然更新が可能かどうかを調査し、アカマツ林の管理方法別に天然更新の可否について検討することを目的とした。

2.2 調査地および調査方法

東筑摩郡筑北村内の4か所のアカマツ林において、調査地A～Dを選定した（図-1、表-1）。Aはアカマツを伐採して車両系機械により丸太枝条を場外に搬出する林分、Bはアカマツを伐採して現場内に残置する林分、C及びDは伐採予定がない場所で、それぞれアカマツ以外の高木性樹種が比較的多い林分と少ない林分とした。

2020年（B・C・D）及び2021年（A）に調査地内に20m×20mのプロットを設置し、初期の樹種別・樹高クラス別の個体数を調査した。初期調査の対象は樹高1.2m以上の全樹種とした。ただし、低木性樹種の大部分は10m×10mでの調査に限定した。

調査地Aでは2021年11月から伐採がおこなわれた。伐採1年後の秋季に、プロット内で樹高0.5m以上の全樹種の個体数を調査した。伐採2年後、3年後の秋季は調査地内でシカの食害が集中している場所が観察されたことから調査方法を変更した。プロット内外で2×2mの方形枠を10箇所以上ランダムに設置して樹高0.5m以上の全樹種の

調査を行うとともに、樹種別の被度を目視で記録した。また、方形枠ごとにシカ食害の有無を確認した。

調査地 B では 2020 年 12 月から伐採がおこなわれ、発生した幹等は伐根を支柱として等高線方向に並べて現場に据え置いた。伐採 2 年後まで毎年秋季に伐採前と同様の調査を実施した。伐採 3 年目はシカの食害が観察されたことから、調査地 A と同様に調査方法を変更した。ここでは、伐倒木の影響を考慮し、2 × 2 m の方形枠を 11 箇所ランダムに設置し、樹高 0.5 m 以上と 2 m 以上の 2 区分で全樹種の個体数を調査し、方形枠ごとに残置された伐倒木の有無とシカ食害の有無を記録した。

調査地 C 及び調査地 D では 2020 年秋季の初期の調査以降は改変を行わず、2024 年春季に 2 回目の調査を実施した。

それぞれの調査地において、最終調査時点での更新完了の判定にあたっては、第 14 期中部山岳地域森林計画書(長野県 2020)の天然更新の完了判定基準に従い、天然更新の対象樹種の樹高と立木本数、競合植生高により判定した。本稿では更新対象樹種のうち、アカマツを除く樹種を「高木性樹種」と表現する。



図-1 筑北村内の調査地の位置

表-1 調査地の概要

調査地	処理内容	伐採時期	高木性樹種 (樹高5m以上)	標高	斜面 方位
A	伐採・搬出	2021.11月～	1100本/ha	660m	南
B	伐採・残置	2020.12月～	550本/ha	650m	西
C	なし		1000本/ha	670m	東
D	なし		300本/ha	700m	東

2.3 結果

2.3.1 伐採搬出した場合(調査地 A)

調査地 A は伐採前の林冠層にはアカマツが優占(625 本/ha)しており、枯損率は 53% だった。その下の中層はコナラ等の高木性樹種で構成されていたが、伐採搬出の際にほとんどが支障木として除去された(図-2)。

伐採 1 年後の時点で、アカマツ実生やコナラ、中低木のソヨゴの萌芽枝が多く発生していたが、0.5 m 以上の更新対象樹種は 1,000 本/ha に満たなかった。伐採 2 年後も似た状況であり、樹高 1.2 m 以上の更新対象樹種はなかった。伐採 3 年後になると全体的に樹高があがり、樹高 1.2 m 以上のものも見られたが、2 m 以上の個体はなかった(図-3)。この時点で、更新完了には至っていないと判断した。

伐採 2 年後及び 3 年後にランダムに設置したすべての方形枠でシカの食痕が確認されており、全域的に食害を受け続けることで樹高が抑えられていた。しかし、苗木サイズを超える 0.5 m 以上の高木性の更新対象樹種は 10,750 本/ha、アカマツを除く高木性樹種だけでも 2,250 本/ha が存在しており、各樹高階の成立本数は増加傾向にあった(図-3)。また、成立本数としてはソヨゴが最多だったが、すべての方形枠で優占している状況ではなかった(表-2)。

2.3.2 伐採後に残置した場合(調査地 B)

調査地 B の伐採前のアカマツは枯損率が 79% で生立木は 225 本/ha のみであり、既に林冠層の大部分が失われていた。コナラを中心とした高木性樹種が特に樹高 2 ~ 5 m の層に 4000 本/ha 以上成立していたが、上層のアカマツを伐採する際にそのほとんどが除去された(図-4)。残置された幹等により、部分的に地表が被覆されたが、伐採 1 年後には残存した個体や萌芽を中心に樹高 1.2 m 以上の高木性樹種が既に 1,625 本/ha 成立しており、2 年後には 5,575 本/ha まで増え、3 年後には樹高 2 m 以上のものだけで 11,000 本/ha を超えた。この時点で更新完了と判断した(図-5)。

伐採 3 年後の調査時に設置した 11 か所の方形枠のうち、7 か所は伐倒木が残置され、4 か所は伐倒木がなかった。伐倒木の有無別に樹高 2 m 以上の高木性樹種の成立状況をみると、伐倒木がある場所では伐倒木がない場所と同等以上の高木性樹種が確認できた(図-6)。一方、2 m 未満の成立

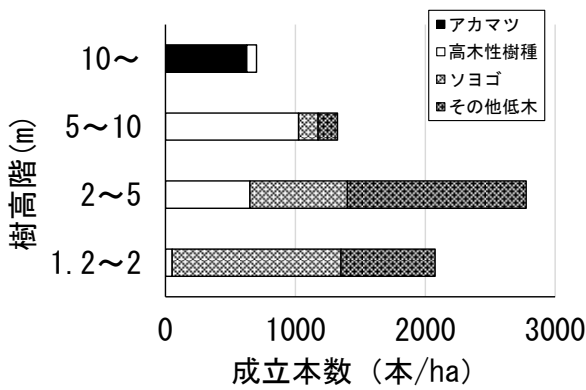


図-2 調査地Aの伐採前の樹高階別の成立本数

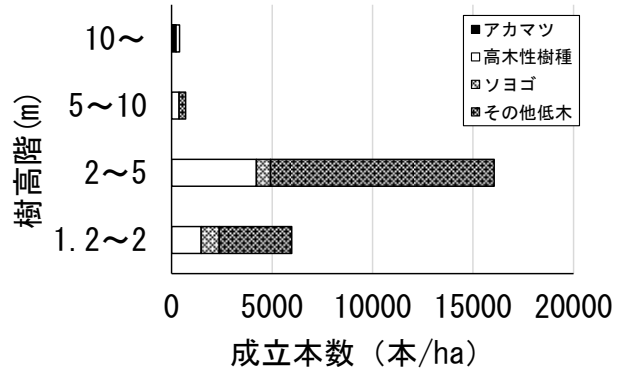


図-4 調査地Bの伐採前の樹高階別の成立本数

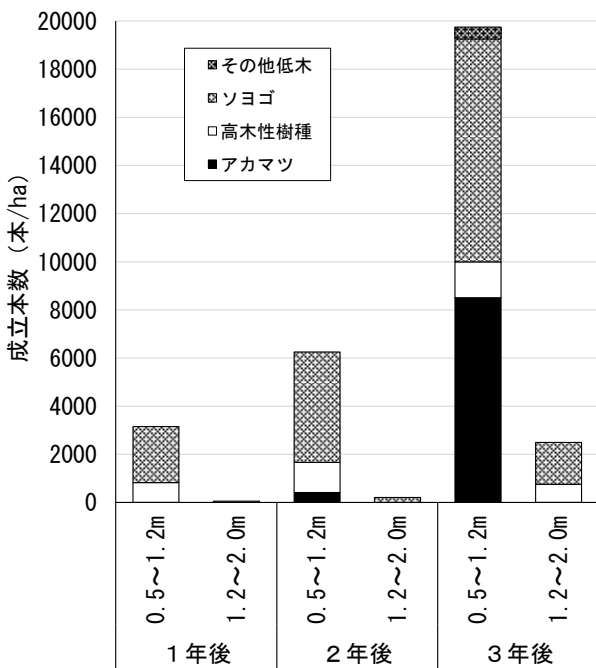


図-3 調査地Aの伐採後の成立本数の推移

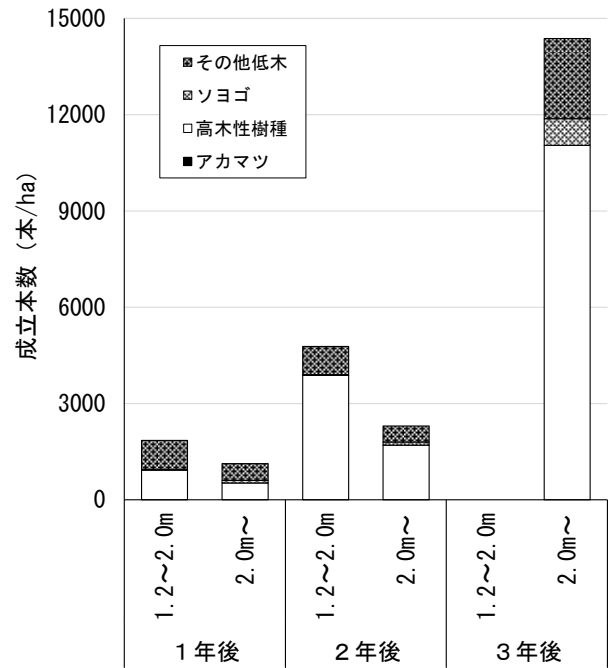


図-5 調査地Bの伐採後の成立本数の推移

表-2 調査地Aの伐採後3年目に設置した方形枠内の最大高樹種と優占樹種

枠名	最大高樹種	最大高 (cm)	優占樹種	被度 (%)
1	コナラ	90	ソヨゴ	50
2	ソヨゴ	155	ソヨゴ	80
3	アカマツ	110	ソヨゴ	50
4	ソヨゴ	190	アカマツ	70
5	ネズミサシ	165	アカマツ	40
6	アカマツ	90	アカマツ	30
7	ネズミサシ	150	アカマツ	30
8	ソヨゴ	80	ソヨゴ	35
9	アカマツ	85	コナラ	25
10	ソヨゴ	135	コナラ	40

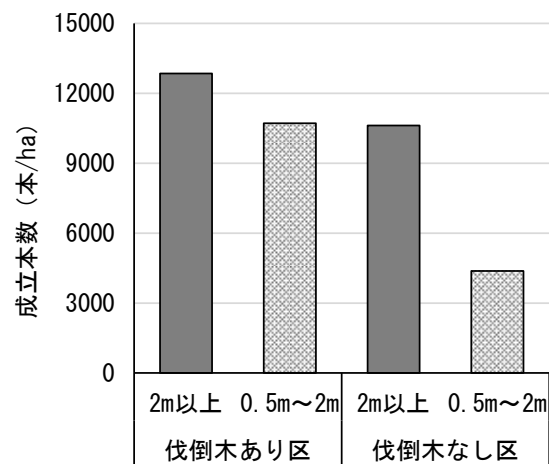


図-6 調査地Bの伐採3年後における伐倒木の有無別の高木性樹種成立本数

本数は、伐倒木がない場所ではある場所と比べて半分以下だった。また、伐倒木が残置された場所ではシカの食痕が 7 か所中 1 か所でしか確認できなかったが、伐倒木がない場所では 4 か所中 2 か所で食痕が確認され、獣道も確認した。

2.3.3 伐採せず放置した場合（調査地 C・D）

前生の高木性樹種が多かった調査地 C は、2020 年秋時点で樹高 5 m 以上の高木性樹種が 1,000 本/ha あり、アカマツ枯損率は 38% だったが 3 年経過したところで 90% まで増加した。2020 年秋と 2024 年春の階層別の成立状況を比較すると、主に 5～10m の高木性樹種、2～5 m のソヨゴがそれぞれ上の階層にシフトし、10m 以上の高木性樹種は 200 本/ha から 450 本/ha に増加した(図-7(a))。一方、前生の高木性樹種が少なかった調査地 D では、2020 年秋時点で樹高 5 m 超の高木性樹種は 300 本/ha であり、アカマツの枯損率は 73% から 78% に増加した。ここでは調査地 C と異なり、10 m 以上まで抜け出る高木性樹種はほとんど増えなかった(図-7(b))。いずれの調査区においても 2～10m の層のソヨゴが増加し、高木性樹種の総数はほとんど増えなかった。これらの調査地では更新伐等の施業は行われていないが、上層のアカマツは既に大部分が枯損しており、天然更新の完了基準を準用すれば、調査地 C・D ともに更新完了には至っていないと判断した。

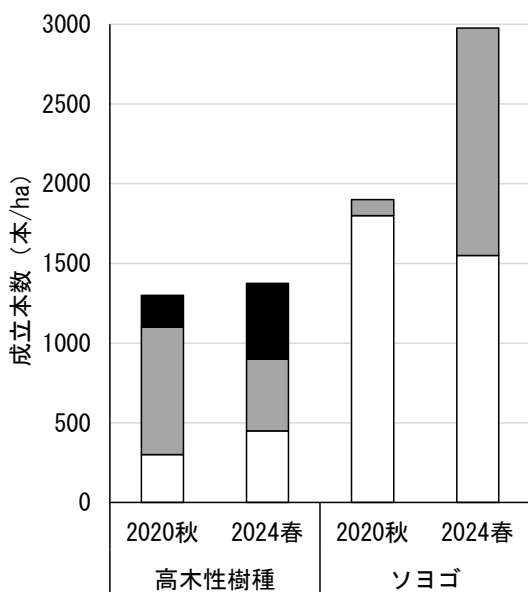
なお、2つの調査地内で枯損した 106 本のアカマツのうち 43 本が 3 年半の間に倒伏または折損したが、下層の高木性樹種を折損した場合はあっても、致命的な損傷を与えたものは確認できず、更新への影響は軽微だった。

2.4 考察

筑北村内の 4 か所のマツ枯れ被害林地で更新状況を確認したところ、被害木を伐採し伐倒木を残置した調査地 B では更新が完了したが、伐倒木を搬出した調査地 A と伐倒をおこなわずに放置した調査区 C・D では、伐倒後あるいは調査始期から 3 成長期が経過しても更新完了には至らなかった。それぞれ、更新に影響した要因について整理する。

まず、調査地 B では伐倒前の時点で下層に高木性樹種が 4000 本/ha 以上成立しており(図-4)、既往の研究(清水ら 2016)で重要視している前生樹の存在という条件を満たしていた。ここではいったん大部分の前生樹は除去されたうえで、伐倒した丸太が地表を部分的に被覆したが、棚積みの支柱となっている切り株からは萌芽が発生しており、地表が面的に隙間なく覆われない限りは、伐倒木を現場内に残置しても更新への影響は限定的と考えられた。また、伐倒木の多寡によりシカの痕跡や 2 m 未満の成立本数に違いがあり、伐倒木のない場所の方がシカの食害を受けていた。シカは地形上歩きにくい箇所を避けることが指摘され

(a) 調査区 C



(b) 調査区 D

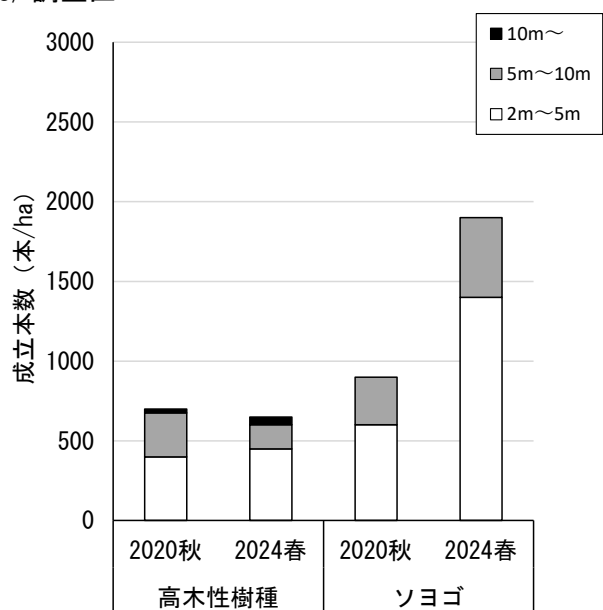


図-7 調査地 C・D における高木性樹種（アカマツを除く）とソヨゴの成立本数の変化

ており（小山 2025）、発生した枝条によりシカの行動を短期的には制限できるとした報告（柳澤 2020）もあることから、残置された伐倒木がシカの行動を制限することで更新に有利に働いた可能性が示唆された。

一方、調査地Aでは全域的にシカ食害が確認され、樹高が抑えられており、その影響で更新が遅れていると考えられた。しかし、高木性樹種の成立本数や樹高は増大傾向にあり、シカ害が激化しなければ天然更新は可能と見込まれた。ここでは、搬出作業の影響でリターを含む表土層がはぎとられた様子が見られ（写真-1）、1.2m未満の下層には高木性の広葉樹よりも表土層が失われた環境に適応できる実生アカマツが多く発生していた（図-3）。清水ら（2016）は立地条件の違いによる安定した表土層の有無によって成立する樹種が変わることを指摘しているが、今回の結果から伐採搬出に伴う表土層の排除も更新樹種に影響することが示唆された。アカマツ以外の高木性樹種による天然更新を志向する場合は全面的に表土を荒らす施業は避けた方が成功しやすいと考えられた。

なお、伐倒せずに放置した調査地C・Dでは、ともに高木性樹種の総数はほとんど増えず（図-7）、更新できていなかった。これらの調査地では各階層で常緑の中低木であるソヨゴの成長や本数増加が目立ち、更新を阻害していると考えられた。しかし、その中でも調査地Cで元々ソヨゴの樹冠層を抜け出していた樹高5m以上の高木性樹種は問題なく成長し、ソヨゴが到達できない樹高10m以上の層に到達したものが増えた。一方、調査地D

では元々樹高の高い高木性樹種が少なく、調査期間中ではソヨゴを追い越して上層に到達することはできなかった。このことから、上木のアカマツを伐採せずに放置すると、もともと下に存在していた前生樹がそのまま成長し、倒木が発生しても下層が大きく破壊されることはなく各階層の構成に劇的な変化は起こりにくいため、ソヨゴのような競合種に対して樹高の高い高木性樹種が少ないと天然更新が進みにくいと考えられた。

以上のことから、アカマツの伐採や搬出の作業、あるいは枯損木を放置した場合に発生する倒木などによる物理的な攪乱は天然更新を妨げるものではなく、前生樹があり、シカの食害が軽微であれば天然更新は可能と言えた。ただし、表土攪乱がある場合は前生樹種ではなくアカマツ実生の定着、更新が進みやすいと考えられた。今回、更新完了に至らなかった要因は、伐採後の激しいシカ食害と前生樹の種構成にあり、伐採作業の有無や方法によって影響の度合いが異なる可能性が示唆された。

なお、ソヨゴは県内のアカマツ林内で普通に出現する常緑の中低木であるが、マツ枯れ被害跡地で優占する事例は県外でも報告され（山瀬 1998、森下・安藤 2002）、高木性樹種の成長を阻害するため長期にわたって上層木を欠く状態が持続する懸念がある。早期に確実に高木性樹種が優占する森林へと遷移を促すためには、上層にあるソヨゴを伐採するなど、林床の光環境を改善すべきと考えられた。



写真-1 搬出作業の影響で表土層が逸失した様子（調査地A）
（2023年10月撮影、伐採後2年目）

3 ニホンジカの更新に対する影響

3.1 目的

前章の調査地 A・B ではシカによる食害が確認された。各調査地における出現頻度を確認し、更新への影響を評価するため、赤外線を利用した自動撮影カメラによるカメラトラップ調査を行った。

3.2 方法

調査地 A 及び B においてそれぞれ 1 台ずつ、自動撮影カメラ (TREL20J) を設置した。また、対照地として調査地 B から直線距離で 100m ほど離れた無施業の広葉樹林内にも同じ機種を 1 台設置した。観測期間は 2023 年 10 月 18 日から 2025 年 11 月 5 日 (研究期間終了後の観測も含む) としたが、対照地のみ 2024 年 5 月 21 日にカメラを撤去した。撮影データの回収は 2024 年 5 月 21 日、11 月 29 日、2025 年 4 月 30 日、11 月 5 日におこなった。撮影のインターバルは 60 秒とし、同一個体が連続して複数回撮影された場合は、1 回の撮影を 1 回の出現として扱った。なお、機器の不良等によりいずれも欠測期間があった。画像解析にあたっては、目視で撮影画像のシカ頭数を確認した。各期間中のシカ撮影頭数の合計をカメラ稼働日数で除した 1 日あたりの撮影頭数を算出した。

3.3 結果と考察

図-6 に自動撮影カメラが実際に稼働した期間とその間のシカののべ撮影頭数を示す。カメラの稼働期間中に 1.49 頭/日のシカが確認された調査地 A に対して、調査地 B では 0.22 頭/日のみであり、撮影頭数に大きな差があった。対照地に設置

したカメラの撮影頭数は 0.22 頭/日であり、調査地 B と同等だった。

調査地 A ではシカの出現が多く、採食の様子も確認することができた。しかしながら、食害を受けながらも更新樹種の平均樹高は上がっており、遅れながらも天然更新は可能だろうと前章で指摘した。一方、調査地 A から 3km ほど離れたコナラ林の皆伐跡地では、シカの採食を受けることで天然更新は困難と判断された (小山ら 2024)。ここでは調査地 A と同等以上のシカの出現が確認されており、高木性樹種の平均樹高はほとんど上がらなかった。この 2 箇所では更新対象の樹種組成や競合植生の違いはあるものの、この水準でシカが出現する場所では天然更新が遅れたり、防除対策なしには更新できない可能性が示唆された。

対照地のシカ出現頻度をこの地域の基準と考えると、調査地 A では更新伐を実施したことで大幅にシカの出現が増えた一方で、調査地 B では変化がなかった。皆伐あるいは受光伐は餌場の創出によりシカを誘引すると考えられ、実際に調査地 A では伐採前にはほとんどシカの痕跡を確認できなかったにもかかわらず、伐採後は全域で食痕が確認されるようになった。調査地 B でも調査地 A 以上に採食しやすい餌植物は増えたが、シカの出現は増えずに更新が完了した。このことは、前述のとおり残置された伐倒木による歩きにくさが出没を抑制した可能性があり、シカの出現頻度の増減が天然更新の可否を左右すると考えられた。

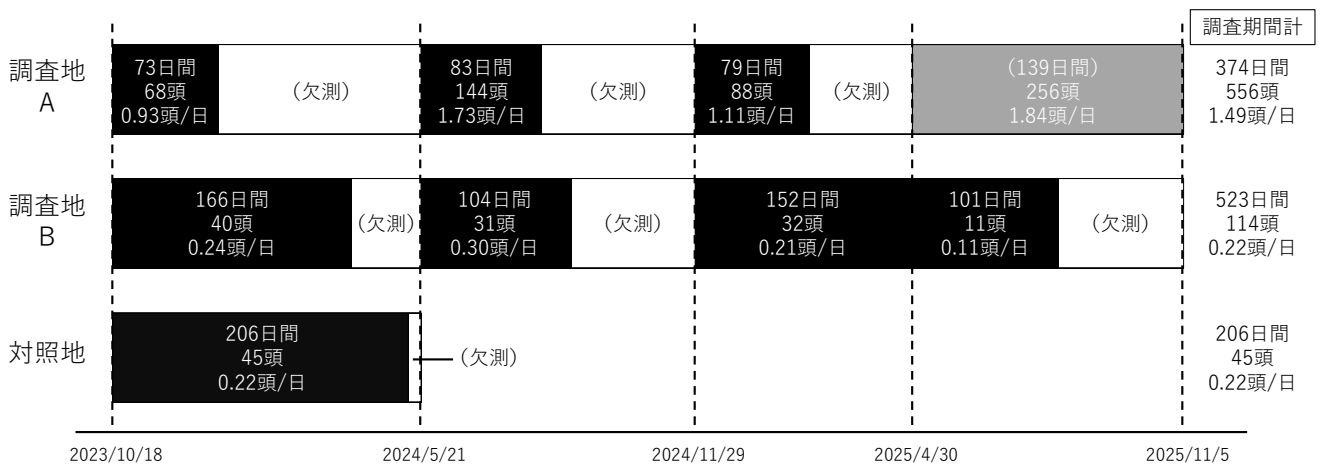


図-6 各調査地のカメラ稼働期間、のべ撮影頭数及び1日あたり撮影頭数

黒塗りはカメラ稼働、白塗りは欠測の期間を示す。グレーの期間ではカメラの時計機能が故障したため、確実に稼働していた日数を () 書きで示した。

4 過去に更新完了判定した更新伐施業地の現況

4.1 目的

第2章において、調査地Bではシカの侵入はあったものの樹高2m以上となった更新個体が十分にあり、更新完了と判断した。しかし、造林木では樹高がシカの口が届く高さを超えても、食害に伴う主軸や枝の折損、あるいは幹の剥皮被害が発生することも知られ、確実に成長できるわけではない(野宮 2024)。しかし、県内でアカマツ林の天然更新後に完了判定した林分において、その後の再調査をした事例はない。

そこで、過去に更新伐を実施して天然更新完了の判定をした林分において、シカ等の影響による衰退が生じていないかを確認するため、現在の成林状況を調査した。

4.2 方法

安曇野市において、2013年に更新伐を実施した林分を対象として、2023年12月に調査を行った。清水ら(2016)が伐採後に調査を実施した4か所(図-7)のうち、3か所(南陸郷1, 3, 4)については任意の場所に10×10mの方形枠を設置し、樹高2m以上の更新対象樹種の成立密度を調査した。残りの1か所(南陸郷2)は付近に獣害防止柵(おおよそ4×18m)が設置されており、樹高2～5mの立木が密生していたため調査対象とせず、柵内の樹高5m以上のみを対象とした。



図-7 安曇野市内の調査箇所の配置

4.3 結果と考察

4地点での調査結果を図-8に示す。いずれの調査地点も主に萌芽更新により発生したコナラ、クリを中心とした更新対象樹種が優占しており、樹高5m以上となった個体だけでも3,000本/ha前後が成立しており、更新状況に問題はなかった。2013年の伐採後調査の際に半分以上の更新個体にシカによる食痕が確認された南陸郷2では、翌

年に簡易的な獣害防止柵が設置された結果、残りの3か所と比較しても立木密度に明確な差はみられなかった。南陸郷2と残りの3地点は最大で300mほどしか離れておらず、いずれの地点も伐採直後からシカ食害のリスクはあったと思われるが、獣害防止柵の有無にかかわらず成林できていた。今回の調査は一例に過ぎないが、過去に更新完了と判定した林分について、伐採10年後時点で剥皮被害はほとんど見られず順調に生育していることが確認できた。

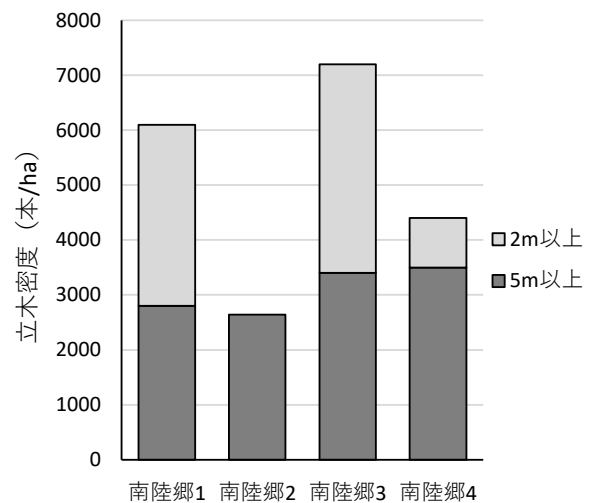


図-8 更新伐後10年経過した林分の更新対象樹種の立木密度

南陸郷2では樹高5m以上の個体のみを対象としている

5 結言

本研究では、マツ枯れ被害を受けたアカマツ林について、天然更新の可否に影響する要因を整理することを目的とし、アカマツの処理方法別に更新実態を調査した。その結果、伐採を行う場合は伐倒木の搬出または残置に関わらず天然更新は可能であるが、前生樹の存在とシカ食害が軽微であることが重要な条件であることが分かった。その上で、アカマツ以外の高木性樹種による更新の可能性を高めるためには伐採搬出の際に全面的に表土を荒らすことは避け、残材が発生する場合は萌芽枝が発生できる空間を残すことが重要と考えられた。伐採をおこなわず自然の遷移にゆだねた場合は、下層の前生樹がそのまま成長し、各階層の樹種構成が劇的に変化することはないため、ソゴのような下層を被陰する競合種がアカマツの下で優占している場合、高木性樹種による更新が進みにくいと考えられた。

長野県内ではほとんどの地域でシカが生息しており、シカの痕跡が少ない場合であっても、天然更新を目指す場合は必ずシカによる影響を考慮する必要がある。十分な前生樹があっても、更新伐等の施業によって食べやすい餌が増えるとシカの出現頻度も増え、更新の可否に影響する可能性がある。今回、伐倒木を残置した調査地 B ではシカの出没が少なく更新完了に至ったが、なるべくコストをかけずに更新を成功させるためには、快適な採食環境を作らないことで出没頻度を減らすことが重要な視点になるかもしれない。

最後に、第 4 章でアカマツ林の更新伐を実施して 10 年が経過した林分の現況を報告した。更新完了と判定した際にはシカの食害が確認されていたが、防除対策をしていなくても問題なく成林していた。シカの存在下であっても、更新初期時点で基準以上の樹高と個体密度が確保できれば、その後の生育も順調だったといえる一例である。ただし、現行の天然更新完了判定基準（長野県 2020）では、競合植物の草丈によっては 2 m 未満の更新対象種の立木本数で完了判定することもある。この場合、シカの出現頻度によっては更新対象種の樹高が上がらない場合が考えられるため注意が必要である。

謝辞

本研究の実施にあたり、筑北村役場産業課、松本広域森林組合筑北支所の皆様には調査地の提供にご協力いただきました。また、試験地造成や現地調査には片倉正行氏、齋藤省三氏に、カメラデータの解析には新谷円氏にご協力いただきました。この場を借りて感謝申し上げます。

引用文献

近藤道治・小山泰弘 (2005) 森林施業が森林環境に及ぼす影響。長野県林業総合センター研究報告 20:21-30
小山泰弘・近藤道治・岡田充弘・大矢信次郎 (2013) 針広混交林の育成に向けた下層広葉樹の育成管理技術—広葉樹林化のための更新予測及び誘導技術の開発—。長野県林業総合センター研究報告 27:1-20。
小山泰弘・山内仁人 (2011) 針広混交林造成に向けた更新技術の開発。長野県林業総合センター研究報告 25:29-44。
小山泰弘・柳澤賢一・二本松裕太 (2024) ニホン

シカの個体密度が高いと林地残材による防除は出来ない。長野県植物研究会誌 57:75-78。

小山泰弘・柳澤賢一・二本松裕太・三澤美奈 (2025) 同一地域におけるニホンシカが出現しやすい環境条件の把握—景観スケールにおける亜高山帯針葉樹林の更新に及ぼす風倒攪乱と獣害の相互作用的影響—。長野県林業総合センター研究報告 39:9-26。

森下和路・安藤信 (2002) 京都市市街地北部森林のマツ枯れに伴う林相変化。京都大学大学院農学研究科附属演習林森林研究 74:35-45。

長野県 (2020) 第 14 期中部山岳地域森林計画書。134pp, 長野県, 長野。

長野県 (2021) 長野県第二種特定鳥獣管理計画 (第 5 期ニホンシカ管理)。44pp, 長野県, 長野。

長野県林務部 (2024) 令和 5 年度長野県林業統計書。78pp, 長野県, 長野。

長野県林務部 (2025) 令和 6 年度長野県松くい虫防除対策協議会資料。

(URL:<https://www.pref.nagano.lg.jp/shinrin/ringyo/hoanrin/kyougikai2.html>)

二本松裕太 (2024) 天然更新を選択した森林づくりの課題。技術情報 173:4-5。

野宮治人 (2024) シカ食害の特徴。(低コスト造林歩みと最新技術。重永英年編, 202pp, 全国林業改良普及協会, 東京)。114-124。

林野庁 (2025) 松くい虫被害。

(URL:<https://www.rinya.maff.go.jp/j/hogo/higai/matukui.html>)

清水香代・大矢信次郎・岡田充弘・小山泰弘 (2016) 森林被害跡地の健全化に向けた誘導技術の開発。長野県林業総合センター研究報告 30:1-20。

山内仁人・小山泰弘・古川仁・竹内玉来・片倉正行 (2006) 木材チップの分解速度と植生制御効果—林内散布の木材チップが森林環境に与える影響調査—。長野県林業総合センター研究報告 21:11-18

山瀬敬太郎 (1998) 松枯れ激害地における里山管理に関する提言—姫路市牧野地区の生活環境保全林整備事業地を事例として—。兵庫県立森林・林業技術センター研究報告 46:1-7。

柳澤賢一・清水香代・大矢信次郎・秋山巖・西岡泰久・岡田充弘 (2020) シカ等に対する新たな物理的防除を中心とした森林被害対策技術に関する研究。長野県林業総合センター研究報告 34:47-64。