

琵琶湖を育む森林の適切な管理方策に関する研究

三井香代子、山本克巳¹⁾、小島永裕、須永哲明

要約

①人工林伐採後の天然更新の可能性と省力的な再造林の手法について検討した。シカの食害が深刻な状況においては高木性の遷移後期種や二次林種による天然更新の可能性は低いことが示唆された。また、再造林する場合においては、シカが高密度で生息する地域では獣害対策が不可欠であるが、更新木の樹種や植栽地の植生状況等によっては、4年目以降の下刈りは省略できる可能性が示唆された。

②シカが高密度で生息することに起因する土壌流亡を抑制するための手法について検討した。コバノイシカグマ、イワヒメワラビ、アセビなどのシカ不嗜好性植物群落は表土流出抑制効果を有し、その効果は簡易な板柵工と同程度以上であることが明らかになった。また、イワヒメワラビ地下茎の移植による緑化については、明るい林床においては移植直後の植被率が高いことから早期の土壌被覆が期待できると考えられた。アセビおよびシキミについては、適期を選定すれば穂木を林床に挿す方法でも増殖が可能なが示唆された。

③造林地や苗畑における木炭施用による土壌酸性度緩和効果と成長促進効果について検討した。27年生ヒノキ林、ヒノキ新植地および苗畑において、土壌表面に木炭 300g/m² を施用する調査を行ったところ、いずれの調査地でも土壌 pH への影響はなかった。成長への影響は、27年生ヒノキ林では認められず、ヒノキ新植地では明らかにならなかった。また、苗畑では一部に負の影響が認められた。木炭施用による土壌酸性度緩和効果および成長促進効果は確認されなかった。

1. はじめに

滋賀県の人工林の多くは伐採して利用可能な林齢となっており、県産材の素材生産量は、増加傾向にある。森林の多面的機能を持続的に発揮させるためには、人工林の伐採跡地の管理が重要であり、森林への確実な更新が不可欠である。一方、近年、ニホンジカ（以下、シカとする）の増加による森林への深刻な影響が拡大している。特にシカが高密度で生息する地域の森林では、シカの採食による下層植生の衰退が著しく、土壌流亡や土砂崩壊の発生も懸念されている。

そこで本研究では、森林の多面的機能を持続的に発揮させるための森林管理技術について検討することを目的とした。以下にその報告を行う。

【第2章】人工林伐採跡地における更新可能性等の検証

【第3章】琵琶湖水源林・森林土壌保全に関する調査

【第4章】炭を利用した森林土壌改善効果の調査

2. 人工林伐採跡地における更新可能性等の検証

2.1. はじめに

滋賀県の森林面積は約 20 万 ha で、県の面積のおよそ

半分を占めている。そのうち約 8 万 ha はスギやヒノキの人工林である（滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 2015）。人工林の多くは伐採して利用可能な林齢となっており、様々な施策により県産材の素材生産量は、近年、増加傾向にある（滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 2015）。森林の多面的機能を持続的に発揮させるため、人工林の伐採跡地の管理も重要であり、森林への確実な更新が不可欠である。しかし、林業の採算性の低迷などにより、コストをかけない森林更新技術が期待されている。

一方、近年、県内のニホンジカ（以下、シカとする）の生息頭数が増加しており、それにとまって苗木や下層植生の食害、成木の剥皮被害が 2000 年頃から急増している（滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 2015）。したがって、確実な更新のためには、更新対象木の保護等に要するコストが増大する可能性もある。

そこで、本研究では、シカの生息が確認されている地域の人工林伐採跡地において調査を行い、まず、人の手をかけずに森林を更新する「天然更新」の可能性について検証することにした。なお、新山ら（2010）によると天然更新の試験研究については、試験地の長期間の推移を観察した報告例がほとんどないので、本報告では、独立行政法人森

1)現・滋賀県甲賀森林整備事務所

林総合研究所(2010)を参考にし、天然更新の可能性について考察した。次に、従来の標準的な人工林施業に比べてなるべく手間をかけない「省力的再造林」の手法を検討した。

2.2. 伐採跡地の植生調査

2.2.1. 方法

列状または帯状伐採後の経過年数が2～16年の県内17箇所(図2-1)の人工林伐採跡地において植生調査を行った。ほとんどの調査地は森林群系上の暖温帯に属する。各調査地には、表2-1に示す調査区をそれぞれ1つ設置し、調査区内の木本植物の個体本数と樹高を計測した。測定した木本個体本数から1haあたりの個体密度を算出した。

また、森林の伐採後、植栽を行わずに、自然落下した種子から樹木を定着させる天然更新では、種子を散布させる樹木(以下、母樹とする)の存在が不可欠である(独立行政法人森林総合研究所 2010)。このため、調査区付近の残存林内を踏査し、植栽木以外の母樹になると見込まれる樹木を把握した。なお、出現を確認した樹種の生活型および遷移上の位置づけ区分は(高田 1998)に従った。



図 2-1 植生調査地位置図

2.2.2. 結果と考察

調査地の概要と調査結果を伐採後経過年数順に整理し、表2-1に示した。また、No. 1、No. 3～No. 8、No. 17 調査地で確認された個体について、その樹種名、生活型および森林遷移の出現時期をそれぞれ表2-2に整理した。さらに、No. 1、No. 3～No. 8 調査地の樹高1.5m以上の個体について生活型および森林遷移の出現時期別に区分し、その本数率を図2-2に示した。

伐採跡地で確認された木本の個体密度は、0本/ha～32,222本/haと調査地ごとの差違が大きかった(表2-1)。また、伐採後2、3年が経過した調査地では、多くの場合、個体密度は1～3万本/haであったが、個体密度が数千本/haの調査地もみられた。一方、伐採後7～16年が経過した調査地の個体密度は、0/ha～22,334/haであった(表2-1)。

森林総合研究所(2010)によると、更新初期段階における樹高0.5～2mの個体密度は7,300本/haであった。本調査において、伐採後2、3年が経過した9箇所の調査地について、樹高0.5m以上の個体密度が7,300本/ha程度であったのはNo. 17の1箇所のみで、7,000本/haであった(表2-1)。しかし、この調査地で確認された個体はほとんどが低木種であり、高木種はシロダモに限られ、その割合は2%以下であるとともに、遷移後期の高木種は見られなかった(表2-2)。一方、伐採後2、3年が経過した調査地のうち6箇所については、全個体密度は7,300本/ha程度以上であったが、樹高が0.5m以上あるものが少なく、今後、競合する植生の影響を受け(正木ら 2012)、これらの個体が残存する可能性は低いと考えられる。

さらに、前述のように、近年、県内のシカの生息の頭数が増加しており、それとともに苗木や下層植生の食害、成木の剥皮被害などの森林被害が増加している(滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 2015)。三井・吉川(2012)による滋賀県内の強度間伐施業地における植生経年調査においてもシカの食害が後継樹の成長阻害要因の一つとして報告されている。特に、下層植生の被害が拡大しており(藤木ら 2014)、17箇所全ての調査地が下層植生の衰退がみられる地域に属する。今回の調査においても木本個体の食害が認められていることから、これらの伐採後2、3年が経過した調査地での稚樹の定着はさらに困難と考えられる。

次に、伐採後7～16年が経過した調査地について、前述の森林総合研究所(2010)の結果と比較検討する。森林総合研究所(2010)では、森林の形成期における樹高2～5mの個体密度は1,870本/haである。一方、後述の2.3の調査地における競合植生の高さが1.2m程度であったことから、表2-1には樹高1.5m以上の個体密度を示した。樹高1.5m以上の個体密度が1,870本/ha程度以上であったのは、8箇所のうち4箇所であった(表2-1)。この4箇所の全ての調査地で遷移後期の高木種は確認されなかったものの、No. 1、No. 3 調査地では確認された個体の60%以上が高木性二次林種であった(図2-2)。一方、個体密度1,870本/ha程度以上を満たさなかった4箇所のうちNo. 6、No. 7 調査地については2004年、No. 8 調査地については2005年に伐採されている。前述のように本県では、2000年頃

表 2-1 植生調査地概要と調査結果

No.	所在	伐採後 経過 年数	調査 年度	伐採 年度	植栽 年度	植栽樹種	伐採幅 (m)	個体密度 (本/ha)	うち樹高		周辺の母樹	調査区 面積 (m ²)
									0.5m 以上(本/ha)	1.5m 以上(本/ha)		
1	長浜市西浅井町	16	2012	1996	1969	マツ	32	5,600	5,600	5,400	アカマツ、ク リ、コナラ、ホ オノキ	100
2	高島市マキノ町	15	2012	1997	1978	スギ	20~25	0	0	0	ノリウツギ	100
3	高島市マキノ町	15	2012	1997	1983	スギ	20~25	4,400	4,200	2,800	ヤマボウシ、ミ ズナラ*	100
4	高島市今津町	15	2012	1997	1976	スギ、ヒノ キ	20~25	2,700	2,700	1,800	アカシデ、コ ナラ	100
5	高島市朽木	15	2012	1997	1967	スギ	20~25	3,900	3,800	3,500	モミ*、アカシ デ、コナラ	100
6	東近江市	9	2013	2004	1986	ヒノキ	5	22,334	11,001	1,334	コナラ、アラカ シ	30
7	東近江市	8	2012	2004	1986	ヒノキ	5~7	5,600	3,400	200	コナラ、アラカ シ	50
8	高島市今津町	7	2012	2005	1979	ヒノキ	40~50	6,300	2,000	400	コナラ、タカノ ツメ	100
9	甲賀市信楽町	3	2013	2010	1966	ヒノキ	20~25	3,700	200	0	付近に母樹 なし	100
10	甲賀市水口町	3	2013	2010	1977	ヒノキ	90~100	32,222	0	0	アカシデ、コ ナラ	9
11	東近江市	3	2013	2010	1986	ヒノキ	5	22,800	3,600	0	コナラ、アラカ シ	25
12	長浜市西浅井町	2	2012	2010	1970	スギ・ヒノ キ	20~25	20,200	2,800	0	アカマツ、コ ナラ	50
13	甲賀市信楽町	2	2012	2010	1966	ヒノキ	20~25	7,200	2,700	100	付近に母樹 なし	100
14	甲賀市信楽町	2	2012	2010	1968	スギ・ヒノ キ	100	1,200	500	0	アカマツ、ク リ、コナラ	100
15	高島市今津町	2	2012	2010	1979	ヒノキ	40~50	16,600	400	0	コナラ、タカノ ツメ	50
16	東近江市	2	2012	2010	1986	ヒノキ	5	27,000	1,000	0	コナラ、アラカ シ	30
17	犬上郡多賀町	2	2012	2011	1966	スギ	20~25	28,000	7,000	200	キリ、クマノミ ズキ	50

太字:先駆性高木種

太字:二次林種の高木種

太字*:遷移後期の高木種

細字:亜高木

から造林地におけるシカの被害が増加する傾向にある(滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 2015)。したがって、これらの調査地もシカの被害の影響を受けていると推察され、成林の可能性は小さいと考えられる。

全ての調査地のうち、その周辺部で遷移後期の高木種の母樹が確認されたのはNo. 3、No. 5 調査地であった。しかし、前述のようにNo. 3、No. 5 の調査区内では、遷移後期の高木種に属する個体は確認されなかった。また、遷移後期以外の高木種の母樹は多くの調査地周辺部で確認されたが、母樹と同じ樹種の個体が高い比率で確認された調査地はNo. 1 調査地のみであった(表 2-1、表 2-2)。更新目標とする樹種の母樹が存在するにもかかわらず、三井・吉川(2012)が示すように高木性の二次林種や遷移後期種の定着が難しいことが確認された。

シカの被害の程度が小さかったと推察される 2000 年頃以前に伐採された調査地においては、ある程度の個体が定着していること、競合植生やシカの採食による阻害を受けにくい樹高まで成長していることから今後の成長が期待できる。しかし、ほとんどの調査地で、高木種が占める割合は低く、遷移が順調に進んでいく可能性は低いと考えられる。天然更新には、少なくとも更新目標とする樹種の母樹の存在、競合する植生の抑制、シカが高密度で生育する場合はその対策が必要といわれており(森林総合研究所 2010、森林総合研究所 2012)、シカの被害が深刻な状況においては高木性の遷移後期種や二次林種による天然更新の可能性は低いことが示唆された。

次節では更新木を植栽し、下刈りや獣害防護柵設置などの更新阻害の影響を緩和させる補助作業の効果と補助作業を要する期間について検討する。

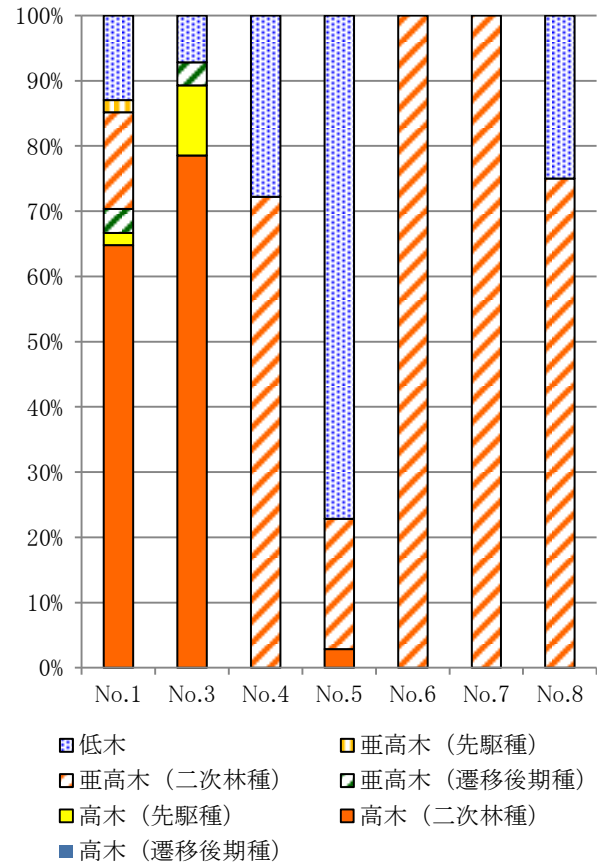


図 2-2 樹高 1.5m 以上の生活型別の構成割合

表 2-2 植生調査で確認した樹種

No.	樹種	本数率	生活型 (出現時期)	樹種	本数率	生活型 (出現時期)	樹種	本数率	生活型 (出現時期)	樹種	本数率	生活型 (出現時期)
1	コナラ	46.4%	高木 (二次林種)	ソヨゴ	14.3%	亜高木 (二次林種)	マルバアオ ダモ	12.5%	高木 (二次林種)	クリ	5.4%	高木 (二次林種)
3	シロダモ	54.5%	高木 (二次林種)	ニワウルシ (外来種)	15.9%	高木 (先駆種)	カヤ	9.1%	高木 (二次林種)	ヤブツバキ	6.8%	亜高木 (遷移後期種)
4	ソヨゴ	25.9%	亜高木 (二次林種)	タムシバ	22.2%	亜高木 (二次林種)	クサギ	22.2%	低木	クロモジ	11.1%	低木
5	エゾユズリ ハ	71.8%	低木	ソヨゴ	15.4%	亜高木 (二次林種)	クリ	2.6%	高木 (二次林種)	アカマツ	2.6%	高木 (先駆種)
6	ソヨゴ	31.3%	亜高木 (二次林種)	ヤマツツジ	17.9%	低木	アカマツ	10.4%	高木 (先駆種)	アセビ	7.5%	低木
7	イボタノキ	25.0%	低木	クロモジ	21.4%	低木	ヒサカキ	17.9%	低木	コナラ	10.7%	高木 (二次林種)
8	ヒサカキ	63.5%	低木	アセビ	28.6%	低木	アラカシ	1.6%	高木 (二次林種)	ウラジロガ シ	1.6%	高木 (遷移後期種)
17	クサギ	74.3%	低木	ヒサカキ	7.1%	低木	クロモジ	3.6%	低木	シロダモ	2.1%	高木 (二次林種)

2.3. 植栽調査

2.3.1. 調査地と調査方法植栽調査

調査は、滋賀県高島市朽木麻生、同岩瀬および栗東市観音寺の伐採跡地（以下、それぞれ、麻生調査地、岩瀬調査地、観音寺調査地とする）で行った。これらの調査地周辺において目撃情報、植物への食痕、糞塊が多数認められたことから、いずれもシカが生息していると推察された。

麻生調査地と岩瀬調査地には、獣害防護柵設置区と非設置区の試験区を設置するとともに、それぞれの試験区に下刈り実施区と非実施区を各1区設けた。観音寺調査地には、獣害防護柵を設置した植栽地に下刈り実施区と非実施区の試験区を各1区設けた。各試験区は20m×20mの方形とした。獣害防護柵は高さ2m、ポリエチレン製のネットとした。

2013年3月～4月に麻生調査地にはクヌギ、岩瀬調査地にはスギ、観音寺調査地にはケヤキを1,000本/haの密度で植栽した。下刈り実施区では、毎年、6月と8月に下刈りを行った。また、9月頃に生存本数を確認するとともに、樹高を計測した。なお、観音寺調査地については、競合植生を刈った後に、苗木を植栽した。

調査地の概要を表2-3に示す。

表2-3 調査地の概要

調査地名	植栽樹種	植栽密度(本/ha)	植栽年月
麻生	クヌギ	1,000	2013年3月
岩瀬	スギ	1,000	2013年4月
観音寺	ケヤキ	1,000	2013年3月

2.3.2. 結果と考察

○麻生調査地

植栽時のクヌギ苗木の樹高と植栽後3年経過時の生存率と樹高を図2-3に示す。植栽時のクヌギ苗木の樹高は概ね40cmであった。

生存率については、獣害防護柵設置区では90%以上であったが、獣害防護柵非設置区では50%以下であった。また、獣害防護柵非設置区では全ての植栽木に多数の食痕が認められ、このため平均樹高は40cm程度と伸長成長がみられず、今後の成長も期待できないと推察された。一方、獣害防護柵設置区ではシカが侵入した形跡が認められたが、ほとんどの植栽木は食害を受けていないことがわかった。

本調査地のように、シカによる食害が著しい地域では、植栽木の育成に獣害対策が必要であるといえる。

また、獣害防護柵設置区の植栽木の平均樹高は、下刈り実施区で132.0cm、下刈り非実施区で74cmであった。主

な競合植生はワラビで、高さは約100cmであった。下刈り実施区で植栽木の平均樹高が100cmを超えたのは、2015年10月であったが、下刈り非実施区では競合植生による成長阻害により、2017年3月末の調査終了時まで、ほとんどの植栽木は競合植物より大きくなることはなかった。本調査地の場合、植栽後3年間下刈りを実施すれば、植栽木の樹高は競合する植生の高さより大きくなり、4年目以降の下刈りを軽減できることが示唆された。

○岩瀬調査地

植栽時のスギ苗木の樹高と植栽後3年経過時の生存率と樹高を図2-4に示す。植栽時のスギ苗木の樹高は概ね50cmであった。

生存率については、獣害防護柵設置区では80%以上であった。獣害防護柵非設置区の生存率についても下刈り非実施区で57.5%、下刈り実施区では72.5%と麻生調査地ほど生存率の低下はなかった。しかし、生存した植栽木の全てに多数の食痕が認められ、このため平均樹高は40cm程度と伸長成長がみられず、今後の成長も期待できないと推察された。麻生調査地の結果と同様に、シカによる食害が著しい地域では、植栽木の育成に獣害対策が必要であることが示唆された。

また、獣害防護柵設置区の平均樹高は、下刈り実施区で163.0cm、下刈り非実施区で68cmであった。本調査地の主な競合植生はイワヒメワラビ、ベニバナボロギク、マツカゼソウ、タケニグサで、高さは約100cmであった。下刈り実施区で植栽木の平均樹高が100cmを超えたのは、2015年10月であった。麻生調査地の結果と同様に岩瀬調査地でも下刈り非実施区では競合する植生による成長阻害が示されたが、岩瀬調査地の場合、植栽後3年間下刈りを実施すれば、植栽木の樹高は競合する植生の高さより大きくなり、4年目以降下刈りを軽減できることが示唆された。

○観音寺調査地

植栽時のケヤキ苗木の植栽後3年経過時の生存率と樹高を図2-5に示す。植栽時のケヤキ苗木の樹高は概ね60cmであった。

生存率は、下刈り実施区で100%、下刈り非実施区で90%であり、シカが侵入した形跡は認められず、植栽木はシカの食害から確実に保護されていたといえる。

植栽木の平均樹高は、下刈り実施区で343.3cm、下刈り非実施区で250.8cmであった。主な競合植生はネザサで、高さは約120cmであった。下刈り実施区、および下刈り非実施区で植栽木の平均樹高が120cmを超えたのは、それぞれ2013年9月、2014年8月であった。下刈り非実施区では、競合植生による成長阻害が認められたものの、2成長

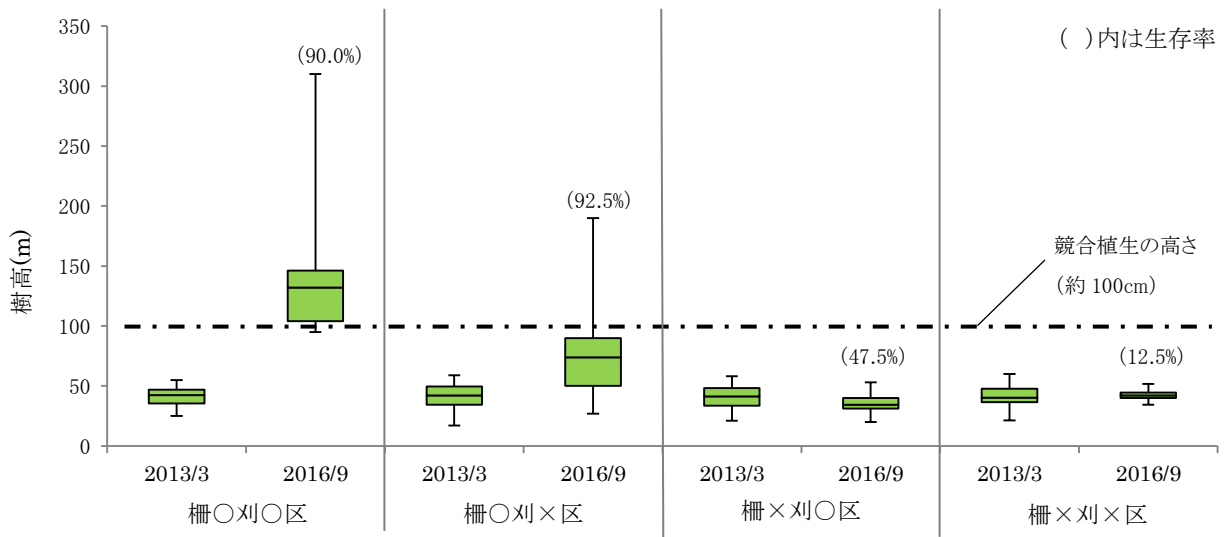


図 2-3 麻生調査地における植栽木の生存率と樹高

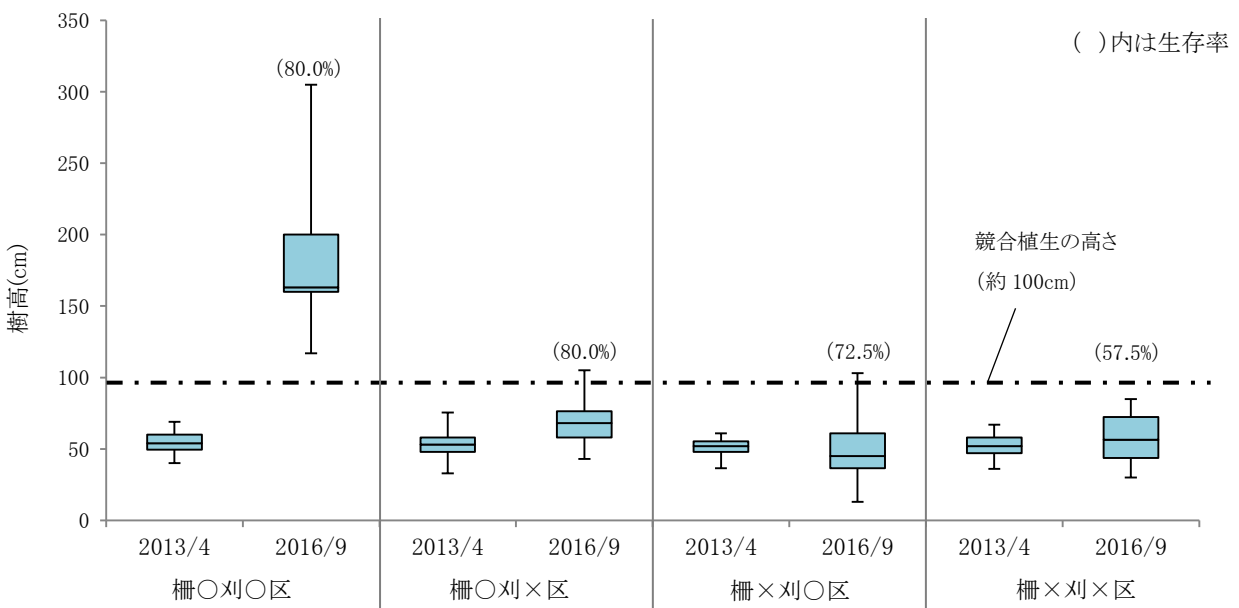


図 2-4 岩瀬調査地における植栽木の生存率と樹高

図 2-3、図 2-4、図 2-5 における試験区の表記方法

試験区名	条件	
	防鹿柵	下刈り
柵○刈○区	設置	実施
柵○刈×区	設置	非実施
柵×刈○区	非設置	実施
柵×刈×区	非設置	非実施

※観音寺調査地は柵○刈○区と柵○刈×区のみ

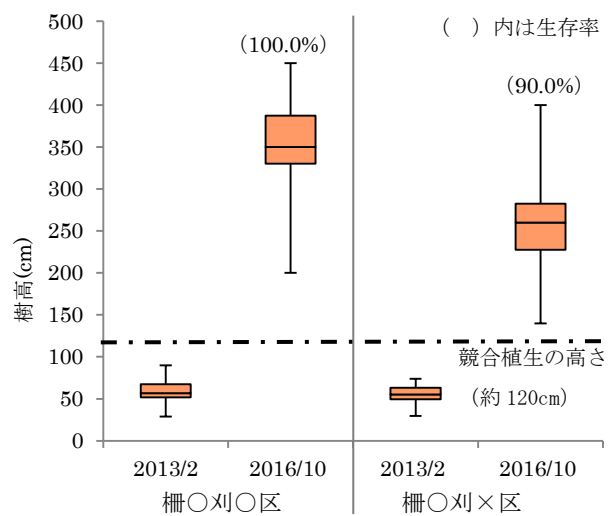


図 2-5 観音寺調査地における植栽木の生存率と樹高

期後に競合植生の高さを超えている。本調査地の植栽木はケヤキで主な競合植生はネザサであるが、植栽地の競合植生と植栽樹種の組合せによっては、下刈りを必要としない場合もあるといえる。しかし、下刈り非実施区で一部に枯死木が認められる。シカの侵入がないことから競合植生による被圧によるものと推察された。このようなことから、植栽木の確実な生育には下刈りが必要と考えられる。

これら3カ所の調査結果より、シカが高密度で生息する地域での再造林には獣害対策が必要であり、これを省略することは難しいと考えられる。一方、更新木の競合植生の抑制は必要であるものの、下刈り等の抑制作業は更新木の樹高が競合植生の高さより大きくなるまでの期間として支障がないと考えられる。更新木の樹種や植栽地の植生状況等にもよるが、下刈りを4年目以降は省略できる可能性が示唆された。

2.4. まとめ

人工林伐採後の天然更新の可能性について検討したところ、シカの食害が深刻な状況においては高木性の遷移後期種や二次林種による天然更新の可能性は低いことが示唆された。

また、再造林する場合においても、シカが高密度で生息する地域では獣害対策が不可欠であることが示唆された。下刈り等の競合植生抑制作業については、更新木の樹高が競合植生の高さより大きくなるまでの期間として支障がないと考えられ、更新木の樹種や植栽地の植生状況等によっては、4年目以降の下刈りは省略できる可能性が示唆された。

3. 琵琶湖水源林・森林土壌保全に関する調査

3.1. はじめに

近年、ニホンジカ（以下、シカとする）の増加による森林への深刻な影響が拡大している（小泉 2012）。滋賀県の森林においても、植栽した苗木の食害や成木の剥皮被害など人工林の被害に加え、天然林での樹皮剥ぎや森林の下層植生に対する被害が拡大している（藤木ら 2014、滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 2015）。本県を含め、特にシカが高密度で生息する地域の森林では、シカの採食による下層植生の衰退が著しく、土壌流亡や土砂崩壊の発生が懸念されている（横田 2012、藤木ら 2014）。

一方、シカが高密度に生息する地域の伐採跡地やナラ枯れ被害跡地などのギャップではシカ不嗜好植物が優先するという事例が数多く報告されている（高槻 1989、二ノ宮、古林 2003、石田ら 2008、大洞ら 2013、伊東 2015）。本県においても下層植生の衰退度が高いと推定される地域とシカ不嗜好性植物が優占すると推定される地域は概

ね一致することが確認されている（滋賀県琵琶湖環境部 2015）。

従来、林床植生や堆積リター（以下、リターとする）は土壌保全機能を持つことが認められている（三浦 2000、島田 2016）。本県のようにシカによる過度な採食により、林床やギャップの裸地化が進んでいる地域では、これまでの森林土壌の被覆方法に替えて、シカの採食を受けにくいシカ不嗜好性植物による緑化が喫緊の手段として期待される。

そこで、本研究では、林床を被覆するシカ不嗜好性植物の表土流出抑制効果と、これらの植物を用いた簡易な緑化手法について検討した。

3.2. シカ不嗜好性植物群落の表土流出抑制効果

3.2.1. 調査地と方法

調査は、滋賀県大津市坂本本町内の約90年生のヒノキ林で行った。調査地は標高760m、平均傾斜35°の東向き斜面上部にあり、土壌の母岩は中生代堆積岩、土壌型は褐色森林土である。約14.3km南東にある大津地域気象観測所（標高86m）の年平均気温と年降水量の平均値は、それぞれ14.9°C、1529.7mmであった（気象庁 2016）。目撃情報、糞塊密度などの生息密度指標調査の結果からこの調査地周辺では比較的高い密度でシカが生息しているものと推察される。また、低木層にはアセビやシキミ、草本層にはイワヒメワラビやコバノイシカグマなどのシカの不嗜好性が高いとされている（高槻 1989、橋本・藤木 2014）植物が群状に生育する。

この調査地のコバノイシカグマとイワヒメワラビの混交群落（以下、シダ群落とする）、アセビ群落、裸地および裸地に表土流出を抑制するための高さ15cmの簡易な板柵（以下、板柵工とする）を設置した場所にそれぞれ5m×5mの調査区を設け（写真3-1）、これらの調査区における表土移動量を測定した。測定は土砂受け箱法（塚本 1989、独立行政法人森林総合研究所 2012）に従い、各調査区の下端に等高線に沿って、間口の幅25cm、高さ15cmの土砂受け箱を5個設置した。2015年6月～2017年3月の期間に概ね2週間毎に土砂受け箱で捕捉した試料を回収した。回収した内容物は、風乾後、リターと土砂に分画し、70°Cで24時間以上乾燥したのちそれぞれの重量を測定した。

測定された土砂重量と調査期間から等高線上の幅1mを通過した1日あたりの土砂重量（以下、土砂移動量（g/m/d）とする）を求めた。

また、シダ群落区とアセビ群落区の地表面の被覆状況の季節変化を把握するため、2016年10月下旬と2017年3

月中旬に、ポイントカウンティング法（三浦 2000、独立行政法人森林総合研究所 2012）に従い、土砂受け箱直上に 0.5m×0.5m の調査枠を置き、枠内の 100 点の格子点について、植生、リター、石礫（ $\geq 2\text{mm}$ ）および細土（ $< 2\text{mm}$ ）の出現回数を計測し、それぞれの被覆率を求めた。



写真 3-1 表土移動量調査の様子（上から順に、コバノイシカグマとイワヒメワラビの混交群落区、アセビ群落区、裸地区、板柵工区）

3.2.2. 結果と考察

各調査区における土砂移動量の季節変化を図 3-1 に示した。2 年弱の調査期間ではあるが、土砂移動量はいずれ

の調査区でも降雨量の多くなる春季から秋季にかけて大きくなり、梅雨や台風などの集中豪雨の多い時期には土砂移動量が特に大きかった。一方、晩秋季から冬季にかけては降雨量が少なく、土砂移動量も小さかった。

また、調査期間全体を通じて裸地区に比べるとシカ不嗜好性植物のシダ群落区、アセビ群落区での土砂移動量は小さかった。裸地区での土砂移動量が大きかった 2015 年 7 月 13 日～26 日（図 3-1. A）の各調査区の土砂移動量は、シダ群落区、アセビ群落区、板柵工区、裸地区の順に、2.19g/m/d、3.63g/m/d、4.33g/m/d、25.67g/m/d であった。同様に、2016 年 9 月 5 日～20 日（図 3-1. B）の土砂移動量は 0.01g/m/d、0.21g/m/d、0.25g/m/d、9.56g/m/d であった。どちらの期間も裸地区に比べるとシダ群落区、アセビ群落区、板柵工区での土砂移動量は非常に小さかった。

シダ群落区の地表面の被覆状況について、図 3-2 に示した。2016 年 10 月には植生とリターで地表面が被覆されており、植生被覆率は 83.6% と高かった。また、2017 年 3 月の植生被覆率は 4.2% と小さかったが、リター被覆率は 88.4% と高く、地表面のほとんどがリターで被覆されていた。これらのリターのほとんどは、コバノイシカグマの枯れた葉とイワヒメワラビの枯れた葉と茎であった。冬季にはコバノイシカグマやイワヒメワラビの地上部は枯れるものの、春季に次期の芽が十分に展葉するまでの期間は、これらのリターが地表面を被覆していることが確認できた。

コバノイシカグマやイワヒメワラビ群落は、表土流出抑制効果を発揮し、その効果は簡易な板柵工と同程度以上であることが確認された。これらの地上部は冬季には枯れるものの、そのリターが地表面を被覆していたことから、年間を通じて表土保全効果を発揮していると考えられる。

一方、アセビ群落区の地表面の被覆状況については、2016 年 10 月には地表面のほとんどが、地表に接したアセビの枝葉とリターで被覆されており、植生被覆率 30.4%、リター被覆率 67.0% であった。2017 年 3 月は植生被覆率 1.4% であったが、リター被覆率は 82.8% と高く、地表面のほとんどがリターで被覆されていた。リターはアセビの落葉や上層のヒノキの落枝葉であった。

アセビ群落についても同様に簡易な板柵工と同程度以上の表土流出抑制効果を有することが確認された。これらはシダ群落のように地表面の大部分を被覆しているわけではないが、いずれの時期もアセビの落葉を主とするリターが地表面を被覆していたことに加え、常緑低木であるアセビは地表から約 1.5m の高さまで通年展葉していることで常に雨滴浸食を軽減し、表土保全効果を発揮していると考えられる。

これらのことから、シカが高密度で生息する地域の森林において、シカ不嗜好性植物を用いて緑化を図ることは、

表土流出を抑制し、土砂崩壊の軽減にも寄与すると考えられ、喫緊の対策として有効であるといえる。次節では、これらを用いた簡易な手法による緑化について検討することとしたい。

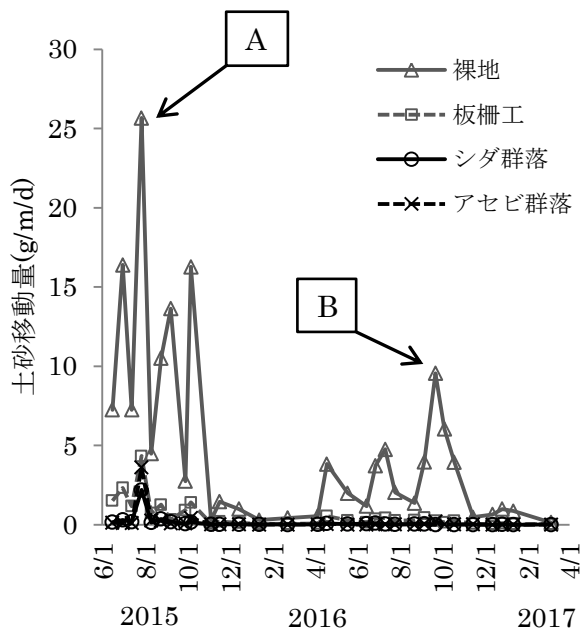


図 3-1 シカ不嗜好性群落の土砂移動量の季節変化
 (A: 回収期間 2015年7月13日~26日、
 B: 回収期間 2016年9月5日~20日)

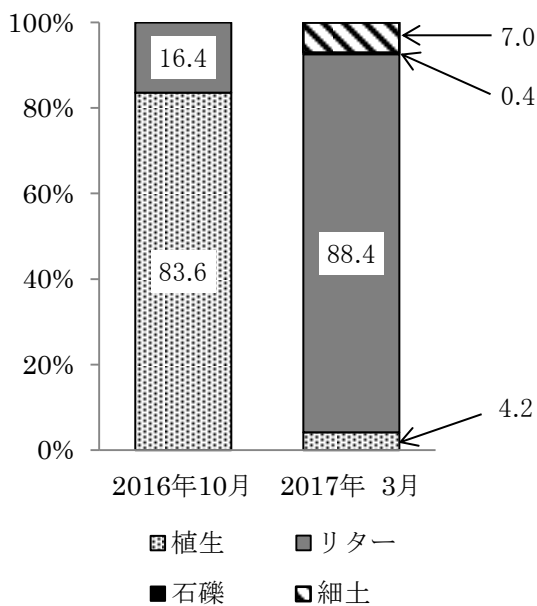


図 3-2 コバノイシカグマとイワヒメワラビの混交群落の地表面被覆率の季節変化

3.3. シカ不嗜好性植物を用いた緑化手法調査

3.3.1. 調査地と方法

調査は、滋賀県大津市仰木町内の傾斜が約 25°、約 40 年生のヒノキ林において行った。目撃情報、糞塊密度などの生息密度指標の調査結果からこの調査地周辺では比較的高い密度でシカが生息しているものと推察される。低木層には剥皮されたヤブツバキや葉に食痕のあるヒサカキが疎に生育するが、草本層には植生はほとんど認められない。また、リター層は平均約 1cm で、森林土壌の表面は概ねリターで被覆されており、土壌流出は認められない。なお、現在のところ、主林木であるヒノキの剥皮被害はない。

調査したヒノキ林は、2013 年と 2015 年に間伐された林分で、ここに試験地を設けた。2013 年に間伐した林分の相対照度は約 30%、2015 年に間伐した林分のそれは 80% であった。それぞれの試験地には、5m×5m の方形の試験区を 9 区設け、イワヒメワラビ地下茎の移植区 (相対照度別に各 1 試験区)、アセビの直挿し区 (同、各 4 試験区)、シキミの直挿し区 (同、各 4 試験区) を設定した。

イワヒメワラビ地下茎は 2015 年 12 月上旬に大津市内の森林内のイワヒメワラビ群落からその一部を採取した。試験区には斜面に平行に 1m 間隔で深さ 10cm 程度の溝を 5 列設け、ここに準備した地下茎を 1 列に並べて覆土した (図 3-3)。移植約 9 ヶ月後の 2016 年 9 月上旬に植被率を測定した。

アセビは、2016 年 3 月下旬に大津市内の森林内のアセビの成林木から穂を採取し、翌日に試験区にそれぞれ 100 本の穂を 50cm 間隔の格子状に挿した (春挿し区、相対照度別に各 2 試験区)。同様の手順で、2016 年 6 月下旬にも再度、穂を挿した (梅雨挿し区、同 2 試験区)。シキミもアセビと同様にして、大津市内の成林木から採取した穂を用いて挿し木の試験地を設定した (春挿し 2 区、梅雨挿し 2 区、相対照度別各 2 試験区) (図 3-4)。これらは挿しつけ 3~6 ヶ月後の 2016 年 9 月上旬に生存率を調査した。また、積雪による挿し穂の枯死を把握するため、融雪後の 2017 年 3 月下旬に生存率を再調査した。

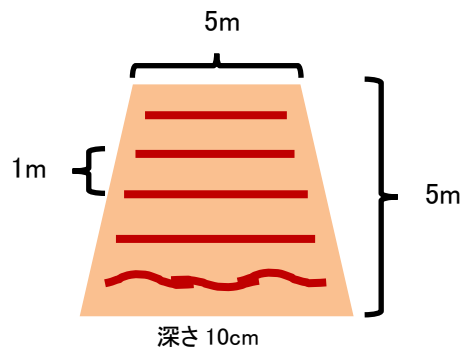


図 3-3 イワヒメワラビ地下茎移植試験地模式図

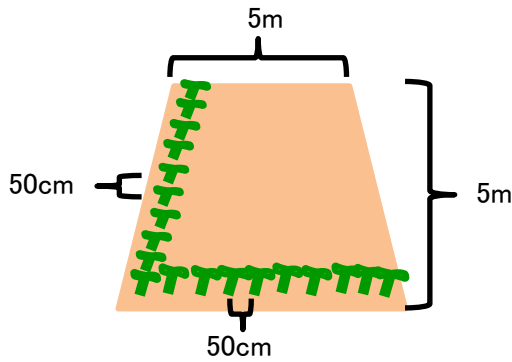


図 3-4 アセビおよびシキミ直挿し試験地模式図

3.3.2. 結果と考察

イワヒメワラビは相対照度 30%、80%の試験区で植被率はそれぞれ 20%と 40%であり、明るい試験区の植被率が高かった（表 3-1、写真 3-2）。イワヒメワラビの地上部は冬期には枯れるものの、明るい林床においては移植直後の植被率が高いことから早期の土壌被覆が期待できる。

アセビの 2016 年 9 月上旬の生存率は、春挿し区については、相対照度 30%、80%区でそれぞれ 53%、37%であった。梅雨挿し区については、同様に相対照度 30%、80%区でそれぞれ 36%、27%であり、梅雨挿し区より春挿し区の方で生存率が高かった。また、春挿し区、梅雨挿し区とも相対照度 80%より 30%の試験区の方で生存率が高かった。積雪による枯死は、全ての試験区で認められたが、これによる減少率は梅雨挿し区より春挿し区で小さく、春挿し区のうち相対照度 30%区の生存率は 48%であった（表 3-2、写真 3-3）。

シキミの 2016 年 9 月上旬の生存率は、春挿し区については、相対照度 30%、80%区でそれぞれ 20%、25%であった。梅雨挿し区については、同様に相対照度 30%、80%区でそれぞれ 60%、49%であり、春挿し区より梅雨挿し区の方が生存率が高かった。一方、相対照度による差違は今回の結果からは認められなかった。積雪による枯死は、全ての試験区で認められたが、これによる減少率は春挿し区より梅雨挿し区で小さく、梅雨挿し区のうち相対照度 30%区の生存率は 44%であった（表 3-2、写真 3-4）。

アセビ、シキミとも挿しつけから 3~6 ヶ月後の生存木の新生葉は 5~6 枚程度であり、植被率も 5%以下と小さかった。しかし、一冬期経過後の生存率は最大で 50%弱と、林床に直挿しするという簡易な方法でも比較的高い生存率が得られた。苗畑における苗木の増殖法としては、アセビ、シキミともに実生および挿し木が適しているとされている（関西地区林業試験連絡協議会育苗部会編 1980）が、林床への直挿しでも増殖が可能であることが示唆された。さらに、アセビは春挿しに適し、シキミは梅雨挿しに適す

表 3-1 第 1 成長期後のイワヒメワラビの植被率

種名	相対照度	植被率 (%)	最高高 (cm)
イワヒメワラビ	約 30%	20	44
	約 80%	40	56



写真 3-2 第 1 成長期後のイワヒメワラビ地下茎移植試験地（上：相対照度約 30%区、下：相対照度約 80%区）

表 3-2 アセビおよびシキミの生存率

種名	時期	相対照度	第1成長期後の生存率 (%)	融雪後の生存率 (%)
アセビ	春挿し	約 30%	53	48
		約 80%	37	31
	梅雨挿し	約 30%	36	23
		約 80%	27	20
シキミ	春挿し	約 30%	20	12
		約 80%	25	19
	梅雨挿し	約 30%	60	44
		約 80%	49	40

る（関西地区林業試験連絡協議会育苗部会編 1980）ということについては同様の結果が確認できた。照度については、挿し木の適期を選定すれば林床が比較的暗くても活着することが期待される。アセビおよびシキミの土壤被覆に要する時間等については、今後も調査が必要であるが、木本であること、常緑であること、日光をそれほど多く要求しないことを考慮するとイワヒメワラビとは異なる緑化手法が提案できるものと考えられる。



写真 3-3 活着したアセビ穂



写真 3-4 活着したシキミ穂

3.4. まとめ

コバノイシガグマ、イワヒメワラビ、アセビなどのシカ不嗜好性植物群落は表土流出抑制効果を有し、その効果は簡易な板柵工と同程度以上であることが確認された。

これらを用いた簡易な緑化手法について検討したところ、イワヒメワラビについては、地下茎の移植により、明るい林床においては早期の土壤被覆が期待できる。アセビおよびシキミについては、適期を選定すれば穂木を林床に挿す方法でも増殖が可能なが示唆された。また、アセビやシキミは日光の要求度が大きくないことからイワヒメワラビとは異なる緑化手法が提案できるものと考えられる。

シカ不嗜好性植物の被覆による表土流出抑止効果や簡易緑化手法の可能性が示唆されたが、シカが高密度で生息する森林では、これらが優占することで植生が単純化する

ことも危惧される。緑化後の試験地の植生遷移については、今後も調査を継続する必要があると考える。

4. 炭を利用した森林土壤改善効果の調査

4.1. はじめに

木材は製材、木質ボード、燃料などカスケード利用が可能な資源である。木炭はその利用の最終段階に位置しており、木炭の利用を拡大できれば未利用材などの有効利用が広がる可能性がある。一般的に、木炭は土壤の透水性の改善や酸性度を緩和する機能があるといわれており、土壤改良資材として田畑などの農地で施用されている。しかしながら、造林地における木炭の活用例はほとんどない。そこで、造林地や苗畑において木炭を施用した調査を行い、その土壤酸性度緩和効果と成長促進効果について検討することとした。

4.2. 27年生ヒノキ林における木炭施用調査

4.2.1. 調査地と方法

調査は、滋賀県野洲市小堤地先の27年生ヒノキ林で行った。調査地は標高140m、平均傾斜6度の北東向き斜面で、表層地質は花崗岩、土壤は褐色森林土である。この林分内に木炭を施用する調査区（以下、木炭区とする）と木炭を施用しない調査区（以下、対照区とする）を1つずつ設置した。各調査区は、15m×15mの方形プロットとした。木炭には、品質がほぼ均一な市販品を用いた。その粒形は3mm以下であった。

「土壤改良資材品質表示基準」（農林水産省告示1984）によると、木炭を土壤改良資材として施用する時には土壤と十分に混和することとされている。しかし、当試験地においてはヒノキの立木密度が2,200本/haであり、ヒノキおよび下層植生の根系が発達していることから、土壤と木炭を均一に混和することは困難と判断した。さらに、木炭を土壤表面に散布した場合、降雨時に試験地外へ流出することも想定される。そこで、本調査では木炭を厚さ0.05mmの紙袋（ヘイコーパック社、#004010600）に詰め（以下、木炭袋とする）、調査区内に埋設することとした。木炭の施用量は、宮下（2012）に基づき300g/m²とし、木炭袋1枚につき300gの木炭を詰めた。調査区内を1mメッシュに区切り、その格子点に深さ15cmの穴を掘り、木炭袋を1個ずつ埋設した（図4-1）。木炭は2013年11月に設置した。

木炭の土壤酸性度緩和効果について検討するため、調査区内から土壤を採取し、土壤のpHを測定した。土壤の採取は、2013年12月から2015年11月までの期間は1か月毎に1回、2015年12月から2016年10月までの期間は3か月毎に1回とした。木炭区および対照区のそれぞれラン

ダムに選定した3箇所から土壌を採取した。木炭区の土壌採取地点は、木炭袋埋設箇所をランダムに3つ選定し、1つの木炭袋埋設箇所につき、次に示す3点とした。すなわち、木炭袋に隣接する位置(図4-1の①)、木炭袋から60cm離れた位置(同③)、それらの中間(同②)とし、木炭袋に隣接する位置が斜面上方、木炭袋から最も遠い位置が斜面下方となるように設定した。対照区は1箇所につき1点からの土壌採取とした。土壌は、A₀層(リター層)を除去した後、A₁層の表面から深さ15cmまでを採取し、根系はその場で除去した。採取した土壌は暗所で1週間風乾させ、φ2.0mmの円孔ふるいを通し、通過したものを風乾細土として分析に用いた。土壌のpHは、土壌標準分析・測定法(土壌標準分析・測定法委員会 2003)に従い、風乾細土10gに蒸留水25mlを加え、時々攪拌しながら1時間程度おいた後、pHを測定した。測定にはガラス電極式pHメーター(HM-7J、東亜ディーケーケー社)を使用した。

また、木炭施用後のヒノキの成長の差を把握するため、各調査区のヒノキの樹高と胸高直径を計測した。計測は2013年12月、2015年1月、2015年11月に行った。なお、樹高の計測には、レーザー測距器(インパルス200、レーザーテクノロジー社)を使用した。

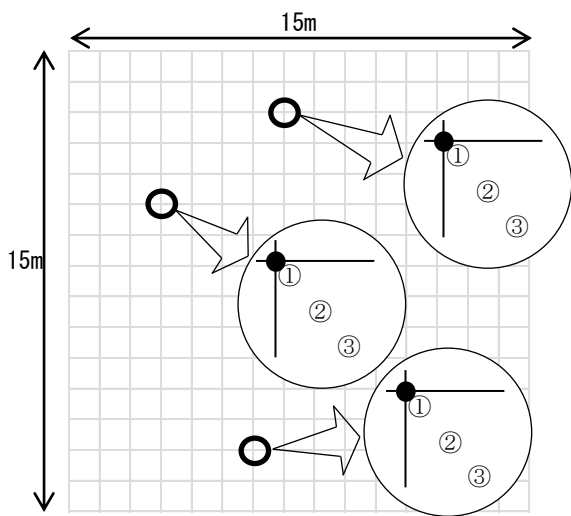


図4-1 木炭区における土壌採取方法の模式図

(1mメッシュの格子点に木炭袋を埋設しており、○は選定した木炭袋埋設箇所、●は木炭袋、①②③は土壌採取位置を示す。)

4.2.2. 結果と考察

土壌pHについて、木炭区では土壌採取位置別の平均値を求めた。また、対照区も採取した3箇所の平均値を算出した。これらの土壌pH値の経時変化を図4-2に示した。調査期間における土壌pH値の範囲は木炭区の土壌採取位置①で4.0~4.7、同②で4.0~4.5、同③で4.0~4.6、対照区で4.0~4.6であった。また、いずれも経年変化や季節変動は認められなかった。木炭区の土壌pHはいずれの土壌採取位置においても対照区とほぼ同じ範囲にあったことから、木炭施用による土壌pHへの影響はないものと推察される。

調査開始時の2013年におけるヒノキの平均樹高は木炭区10.35m、対照区11.00mであり、2成長期後の平均樹高は木炭区11.05m、対照区11.72mであった。樹高成長量に関して2013年を1とする成長率を求め、その経時変化を図4-3に示す。2成長期後の木炭区は7.0%、対照区は6.6%であり、両者の間に有意差はなかった。

胸高直径について、調査開始時の2013年におけるヒノキの平均胸高直径は木炭区14.0cm、対照区15.1cmであり、2成長期後の平均樹高は木炭区14.5cm、対照区15.5cmであった。胸高直径成長量に関して2013年を1とする成長率を求め、その経時変化を図4-4に示す。2成長期後の胸高直径成長率の平均値は木炭区で3.6%、対照区で2.7%であり、両者の間に差はなかった。これらのことから300g/m²の木炭施用はヒノキ成木の伸長および肥大成長に影響を及ぼさなかったと思われる。

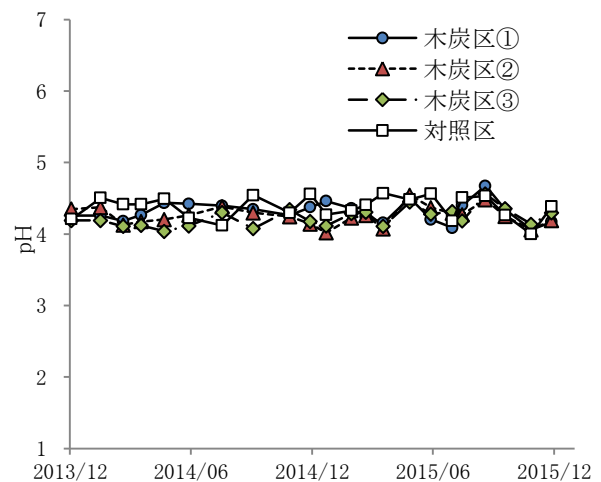


図4-2 土壌pHの経時変化(27年生ヒノキ林)

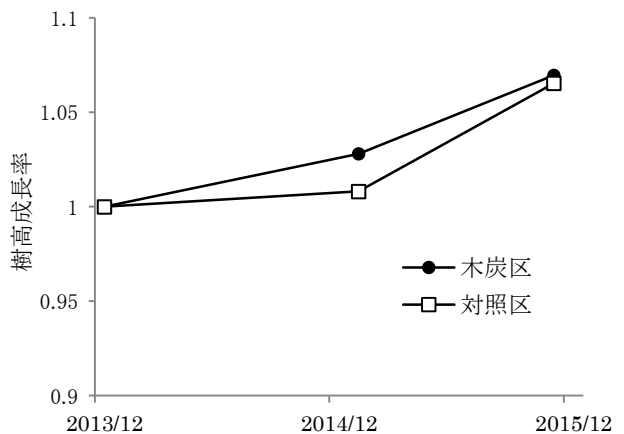


図4-3 樹高成長率の経時変化(2013年を1とする)(27年生ヒノキ林)

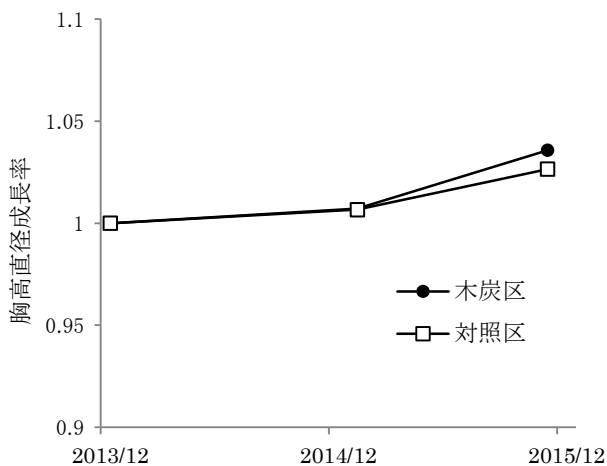


図 4-4 胸高直径成長率の経時変化(2013年を1とする)
(27年生ヒノキ林)

4.3. ヒノキ新植栽地での木炭施用調査

4.3.1. 調査地と方法

調査は、滋賀県大津市坂本本町地先のヒノキ皆伐後のヒノキ新植地で行った。調査地は標高 550~540m、平均傾斜 27 度の北向き斜面で、表層地質は中生代の堆積岩、土壌は褐色森林土である。ここに木炭を施用する調査区(以下、木炭区とする)と木炭を施用しない調査区(以下、対照区とする)を1つずつ設置した。各調査区は、15m×15m の方形プロットとした。

木炭の施用については、「土壌改良資材品質表示基準」(農林水産省告示 1984)に基づき、苗木植栽時の埋戻し土に混和して施用した。施用したのは 2.3.1 で用いたものと同じ木炭で、施用量も同様に 300g/m²とした。苗木の植穴は直径 0.2m の円形でその面積は 0.03m²であるため、1 つの植穴につき木炭を 9g 施用した。木炭は植穴を掘削した際に生じた土とよく混和させ、苗木植栽時に埋戻した。植穴の深さは 0.2m とした。苗木は 2 年生山行きヒノキ苗を使用し、植栽密度は 4,000 本/ha とした。苗木植栽は 2014 年 3 月に行った。

木炭の土壌酸性度緩和効果について検討するため、調査区内から土壌を採取し、土壌の pH を測定した。土壌の採取は、2014 年 3 月から 2016 年 11 月までの期間に 3 か月毎に 1 回行った。木炭区および対照区のそれぞれランダムに選定した 3 箇所から土壌を採取した。木炭区における土壌の採取は選定した 1 箇所につき次に示す 3 点とした。植穴に隣接する位置(図 4-5 の①)と、そこから 60cm 離れた位置(同③)、それらの中間(同②)とし、苗木に最も近い位置を斜面上方、苗木から最も遠い位置が斜面下方となるように土壌採取位置を決定した。対照区は 1 箇所につき 1 点からの土壌採取とした。なお、土壌の採取方法、採

取した土壌の処理方法および pH 測定方法は 4.2.1 と同様とした。

また、木炭施用によるヒノキの成長の差を把握するため、各調査区のヒノキの樹高と根元直径を計測した。計測は 2014 年 3 月から 2016 年 11 月までの期間に 3 か月毎に 1 回行った。

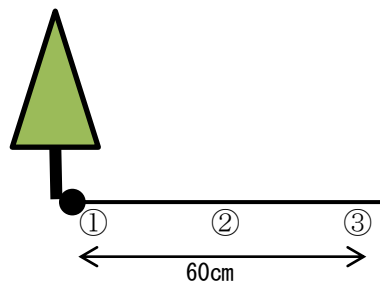


図 4-5 木炭埋設位置と土壌採取位置

(●は木炭埋設位置、①②③は土壌採取位置を示す)

4.3.2. 結果と考察

土壌 pH について、木炭区では土壌採取位置別の平均値を求めた。また、対照区も採取した 3 箇所の平均値を算出した。これらの土壌 pH 値の経時変化を図 4-6 に示した。調査期間における土壌 pH 値の範囲は木炭区の土壌採取位置①で 4.1~4.5、同②で 4.0~4.3、同③で 4.1~4.3、対照区で 4.1~4.7 の範囲にあった。木炭区の土壌 pH は対照区とほぼ同じ範囲にあった。また、いずれも経年変化や季節変動は認められなかった。木炭区の土壌 pH はいずれの土壌採取位置においても対照区とほぼ同じ範囲にあったことから、ヒノキ新植地での木炭施用は土壌 pH に影響を及ぼさなかったと考えられる。

苗木の植栽 1 年後の生存率を図 4-7 に示す。1 年後の生存率は、対照区では 100%であったが、木炭区では 86%であり、夏季の枯死が多かった。木炭施用により根系周囲の土壌の透水性が過剰に高まり、保水力が乏しくなったことが一因として考えられる。

調査開始時の 2014 年 3 月におけるヒノキの平均樹高は木炭区 66.9cm、対照区 65.2cm であり、3 成長期後の平均樹高は木炭区で 190.2cm、対照区で 203.6cm であった。樹高成長量に関して 2014 年 3 月を 1 とする成長率を求め、その経時変化を図 4-8 に示した。樹高成長率は 3 成長期後に木炭区で 2.8 倍、対照区で 3.1 倍になり、対照区は木炭区よりも有意に大きかった。

次に、調査開始時の 2014 年 3 月における平均根元直径は、木炭区、対照区ともに 1.0cm であった。3 成長期後の平均根元直径は木炭区 4.6cm、対照区 5.3cm であった。根元直径成長量に関して 2014 年 3 月を 1 とする成長率を求め、その経時変化を図 4-9 に示す。根元直径成長率は 3

成長期後に、木炭区は4.6倍、対照区は5.3倍になり、対照区は木炭区よりも有意に大きかった。

本調査地の生存率、樹高成長率、根元直径成長率のすべてにおいて、対照区に比べて木炭区で負の影響が認められた。本調査地の土壌や微地形は均一ではないため、局所的な要因による可能性もあり、新植地における木炭施用の成長促進効果の検討については、他の地域の森林での調査も必要と考える。

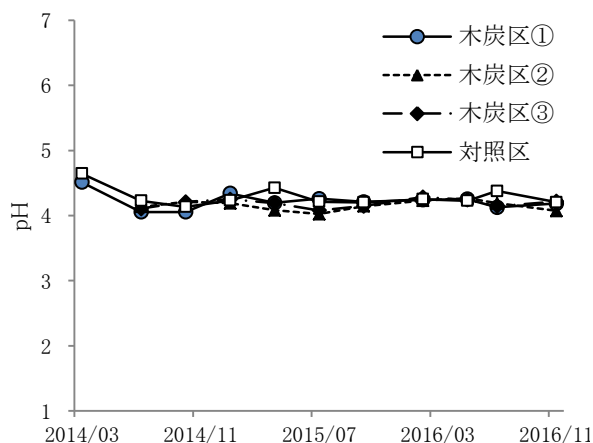


図 4-6 土壌 pH の経時変化 (ヒノキ新植栽地)

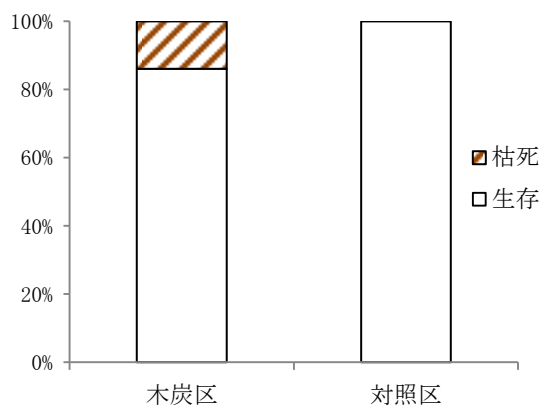


図 4-7 植栽後 1 年間の生存率 (ヒノキ新植地)

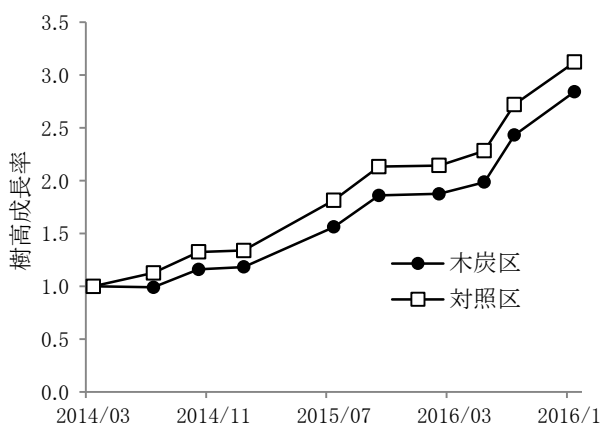


図 4-8 樹高成長率の経時変化 (2013 年を 1 とする) (ヒノキ新植栽地)

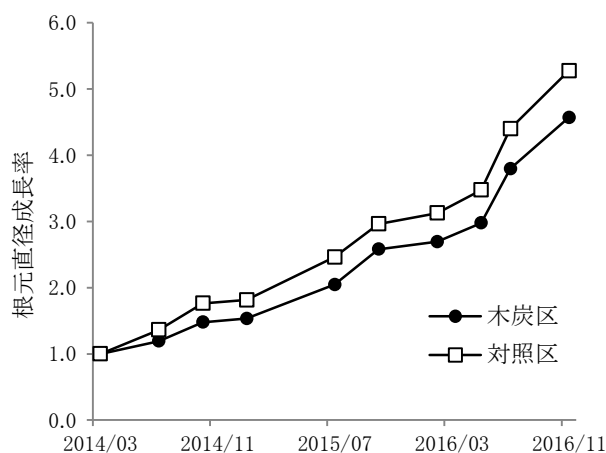


図 4-9 根元直径成長率の経時変化 (2013 年を 1 とする) (ヒノキ新植栽地)

4.4. 苗畑での木炭施用調査

4.4.1. 調査地と方法

調査は、滋賀県野洲市北桜地先の滋賀県林業普及センター苗畑で行った。この苗畑の土はマサ土である。

本調査において表 4-1 に示す調査区を以下の手順により設定した。まず、1 箇所あたり長さ 1m、幅 2m、高さ 15cm のうねを立て、これを 4 箇所つくった。これらにはバーク堆肥 1kg/m² と化成肥料 250g/m² を加え、土にすき込み均一になるように混和させた。次に、『林業種苗の生産・配布に必要な知識』(全国山林種苗共同組合連合会 2010) に従い、土壌を苗木の生育に好適とされる pH6 程度に調整するために石灰を施用した。石灰は粒状苦土石灰を使用した。今回の施用量は 300g/m² とし、土とよく混和させた。

最後に 4.2.1 で用いた市販の木炭を 300g/m² との割合で 2 箇所のおねにすき込んだ (以下、木炭区とする)。木炭区および木炭を施用しなかった区 (以下、対照区とする) にはヒノキとスギの 1 年生実生苗を樹種別に植栽した。1 調査区あたりの植栽本数は 100 本とした。

苗畑の調整は 2016 年 2 月に行い、苗木植栽は 2016 年 3 月に行った。

木炭の土壌酸性度緩和効果について検討するため、調査区内から土壌を採取し、土壌の pH を測定した。土壌の採取は、2016 年 2 月と、2016 年 5 月から 2016 年 11 月までの期間に 2 か月毎に 1 回行った。土壌は各調査区から 1 点ずつ採取した。土壌は、リターや根系等を除去したうえで採取した。採取した土壌の処理方法および pH 測定方法は 4.2.1 と同様とした。

また、木炭施用による苗木の成長の差を把握するため、各調査区の苗木の樹高と根元直径および地上部と地下部の乾燥重量比 (T/R 比) を測定した。T/R 比は、1 回の調査につき各調査区から苗木を 10 本ずつ採取し、水洗した

後、70℃で72時間以上乾燥し、地上部と地下部の乾燥重量を測定して求めた。このとき、最も上側に発生していた根の位置で苗木を切断し、頂上側を地上部、根系側を地下部とした。計測は2016年3月から2016年11月の期間において2か月毎に1回とした。

表 4-1 苗畑調査区の条件

樹種	ヒノキ	
区分	木炭区	対照区
密度	100本/2m ²	
	バーク堆肥、化成肥料、石灰	
樹種	スギ	
区分	木炭区	対照区
密度	100本/2m ²	
	バーク堆肥、化成肥料、石灰	

4.4.2. 結果と考察

調査期間（約1年間）における土壌 pH の経年変化を図 4-10 に示す。木炭区の pH は 6.0~6.8、対照区は 5.6~6.7 の範囲にあった。木炭区と対照区との間に1年後の pH に有意な差はなかった。木炭の施用は苗畑の土壌 pH に影響を及ぼさなかったと考えられる。

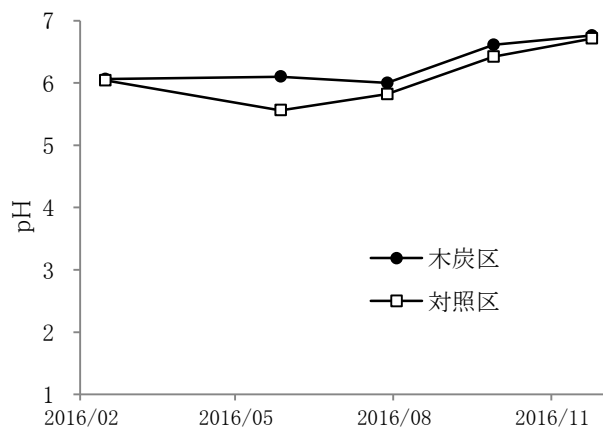


図 4-10 土壌 pH の経時変化（苗畑）

植栽1年後のヒノキの生存率を図 4-11 に示す。生存率は、木炭区は 62%、対照区は 85%であり、木炭区の生存率が低かった。枯死が発生したのは夏季だった。これは 4.3.2 と同様に、木炭の施用により土壌の透水性が過剰に高まり、保水力が乏しくなったことが一因である可能性がある。

ヒノキの植栽時の平均樹高は、木炭区が 12.8cm、対照区が 13.8cm であり、1 成長期後の平均樹高は木炭区が 34.8cm、対照区が 35.3cm だった。樹高成長量に関して植栽時を 1 とする成長率を求め、その経時変化を図 4-12 に示した。樹高成長率は1年間で、木炭区が 2.7 倍、対照区

が 2.6 倍となった。それぞれの調査区内における個体差が大きく、調査区による樹高成長率に有意な差はなかった。

植栽時のヒノキの平均根元直径は、木炭区が 1.4cm、対照区が 1.3cm であり、1 成長期後の平均根元直径は木炭区が 4.2cm、対照区が 4.7cm だった。根元直径成長量に関して植栽時を 1 とする成長率を求め、その経時変化を図 4-13 に示す。根元直径成長率は1年間で木炭区が 3.1 倍、対照区が 3.6 倍となり、対照区は木炭区に比べ有意に大きかった。生存率における 4.3.2 と同様に木炭の施用により透水性が過剰に高まり、保水力が乏しくなったことが一因であると推察される。

ヒノキ苗木の地上部と地下部の乾燥重量比 (T/R 比) の平均値の経時変化を図 4-14 に示す。植栽時の T/R 比の平均値は両区とも 2.1 であり、1 成長期後の T/R 比の平均値は木炭区が 4.7、対照区が 3.8 だった。T/R 比は調査開始から 8 月の調査までは数値が上昇し、すなわち地上部がより成長する傾向があり、8 月から 10 月の間は横ばいで、11 月の調査では数値が小さく、すなわち地下部がより成長する傾向があった。調査区による有意な差はなかった。

続いて、植栽1年後のスギの生存率を図 4-15 に示す。生存率は、木炭区は 86%、対照区は 92%であり、木炭区の生存率が若干低かった。

スギの樹高について、植栽時の平均樹高は、木炭区が 16.0cm、対照区が 15.4cm であり、1 成長期後の平均樹高は木炭区が 42.9cm、対照区が 43.2cm だった。樹高成長量に関して植栽時を 1 とする成長率を求め、その経時変化を図 4-16 に示す。樹高成長率は1年後に木炭区が 2.7 倍、対照区が 2.8 倍であったが、調査区による有意な差はなかった。

スギの根元直径について、植栽時のヒノキの平均根元直径は、木炭区が 2.3cm、対照区が 2.2cm であり、1 成長期後の平均根元直径は木炭区が 6.4cm、対照区が 6.4cm だった。根元直径成長量に関して植栽時を 1 とする成長率を求め、その経時変化を図 4-17 に示す。根元直径成長率1年後に木炭区が 2.8 倍、対照区が 2.9 倍となったが、両区の間には有意な差はなかった。

スギ苗木の地上部と地下部の乾燥重量比 (T/R 比) の経時変化を図 4-18 に示す。植栽時の T/R 比の平均値は両区とも 3.7 であり、1 成長期後には木炭区が 4.1、対照区が 3.2 になった。T/R 比の変化はいずれの調査区でも同じような経時変化を示した。3月の植栽時から5月の調査で T/R 比が一度小さくなり、根系がより成長したが、その後 9 月の調査までは地上部がより成長し T/R 比が大きくなった。そして 11 月の調査で再び根系がより成長し、T/R 比は小さくなった。T/R 比に調査区による有意差はなかった。本調査における苗木の生存率について、ヒノキ、スギと

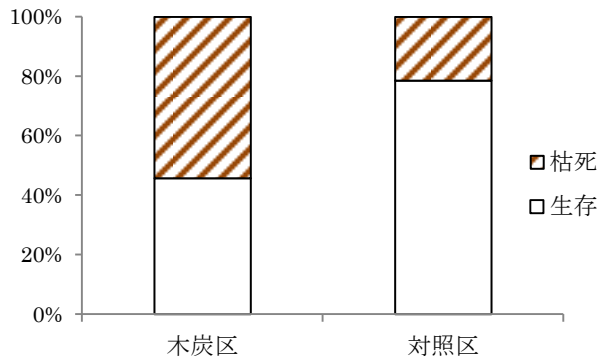


図 4-11 植栽後1年間のヒノキの生存率 (苗畑)

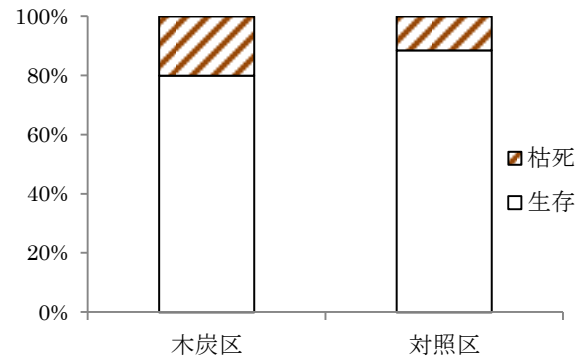


図 4-15 植栽後1年間のスギの生存率 (苗畑)

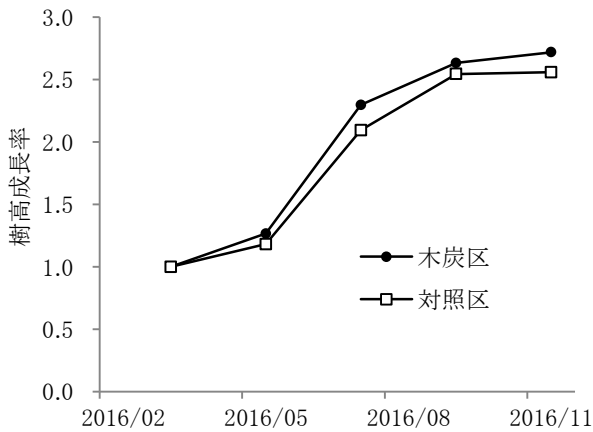


図 4-12 ヒノキの樹高成長率の経時変化 (苗畑)

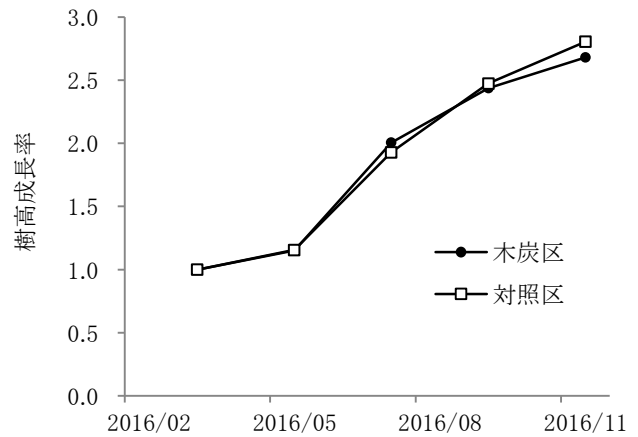


図 4-16 スギの樹高成長率の経時変化 (苗畑)

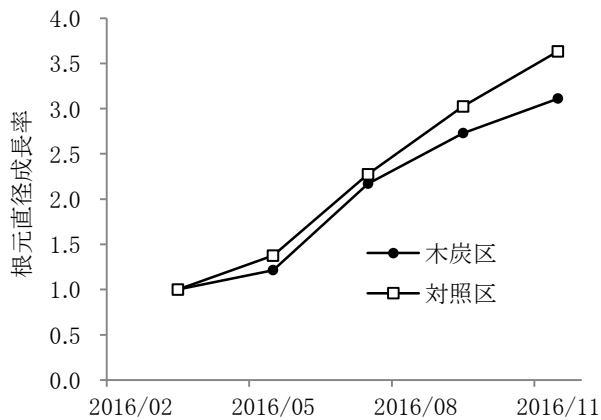


図 4-13 ヒノキの根元直径成長率の経時変化 (苗畑)

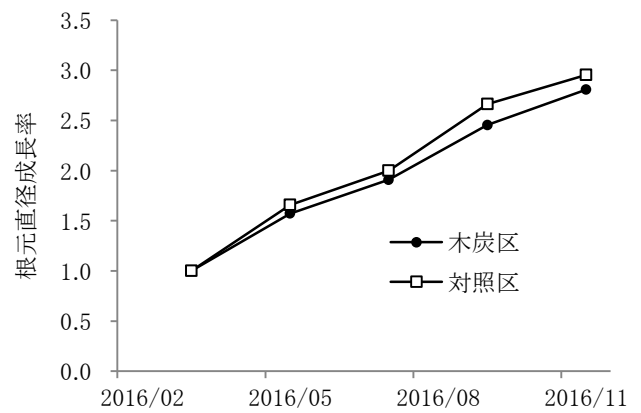


図 4-17 スギの根元直径成長率の経時変化 (苗畑)

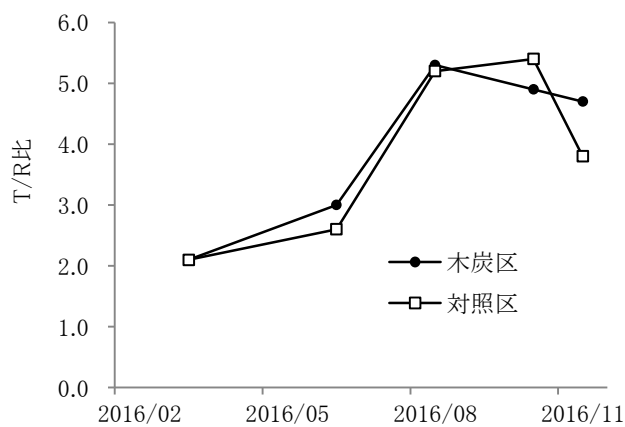


図 4-14 ヒノキのT/R比 (苗畑)

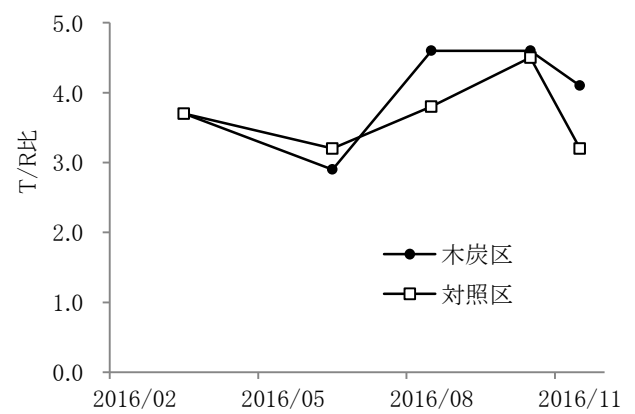


図 4-18 スギのT/R比 (苗畑)

も木炭区が対照区より低かった。また、樹高成長率、根元直径成長率およびT/R比について、ヒノキの根元直径成長率において対照区が木炭区に比べ有意に大きかったものの、それ以外はヒノキ、スギともに、木炭区と対照区との間に差はなかった。よって、木炭施用による苗木の成長への影響はなかったと推察される。

4.5. まとめ

27年生ヒノキ林、ヒノキ新植地および苗畑において、土壌表面に木炭 300g/m²を施用する調査を行ったところ、いずれの調査地でも土壌 pH への影響はなかった。

木炭施用による成長促進効果について、27年生ヒノキ林では、その効果は認められなかった。また、ヒノキ新植地での木炭施用の効果については今回の調査だけでは明らかにすることはできなかった。苗畑における調査では、苗木の生存率やヒノキの根元直径成長率に負の影響が認められた。

以上のことから、土壌表面に木炭 300g/m²を施用することによる土壌酸性度緩和効果や成長促進効果は確認されなかった。

5. 謝辞

本研究を行うにあたり、調査地を提供していただいたNPO法人麻生里山センター、比叡山延暦寺、金勝生産森林組合、逢坂山生産森林組合、生津生産森林組合、小堤生産森林組合、その他多くの森林所有者の皆さまと調査地まで案内していただいた皆さまに厚く感謝し、お礼申し上げます。

6. 引用文献等

土壌標準分析・測定法委員会 (2003) : 土壌標準分析・測定法. 博友社, 東京.

独立行政法人森林総合研究所 (2010) : 広葉樹林化ハンドブック 2010.

独立行政法人森林総合研究所 (2012) : 広葉樹林化ハンドブック 2012.

藤木大介・岸本康誉・内田圭・坂田宏志 (2014) : 兵庫県における森林生態系保全を目的としたニホンジカ対策—広域モニタリング・データに基づいた状況把握と管理目標値の設定—. 水利科学, 335:26-50.

藤木大介・酒田真澄美・芝原淳・境米造・井上巖夫 (2014) : 関西4府県を対象としたニホンジカの影響による落葉広葉樹林の衰退状況の推定. 日本緑化工学会誌, 39:374-380.

橋本佳延・藤木大介 (2014) : 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然, 25:133-160.

石田弘明・服部保・小舘誓治・黒田有寿茂・澤田佳宏・松村俊和・藤木大介 (2008) : ニホンジカの強度採食下に発達するイワヒメワラビ群落の生態的特性とその緑化への応用. 保全生態学研究, 13:137-150.

伊東宏樹 (2015) : ナラ枯れ後の広葉樹二次林の動態に及ぼすニホンジカの影響. 日本森林学会誌, 97:304-308.

関西地区林業試験研究機関連絡協議会育苗部会編 (1980) : 樹木のふやし方. 農林出版(株), 東京.

気象庁 HP (2016) : 過去の気象データダウンロード. <http://www.data.jma.go.jp/obd/stata/etrn/index.php>

小泉透 (2012) : 拡大するシカの影響. 森林科学, 61:1-3.

正木隆・佐藤保・杉田久志・田中信行・八木橋勉・小川みふゆ・田内裕之・田中浩 (2012) : 広葉樹の天然更新完了基準に関する一考察. 日本森林学会誌, 94:17-23.

三井香代子・吉川章 (2012). 環境林植生経年調査 (2). 滋賀県森林センター業務報告書, 45:1-11

三浦覚 (2000) : 表層土壌における雨滴浸食保護の視点からみた林床被覆率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, 82:132-140.

宮下正次 (2012) : 野にも山にも炭を撒く 炭の力で緑の地球に. 五月書房, 東京.

新山馨・小川みふゆ・九島宏道・高橋和規・佐藤保・酒井武・田内裕之 (2010) : 人工林の広葉樹林化に向けた広葉樹の更新に関する文献の収集と評価. 日本森林学会誌, 92:292-296.

二ノ宮史絵・古林賢恒 (2003) : ニホンジカの過食圧下にある太平洋型ブナ林の空間的構造とオオバアサガラギャップ更新. 野生生物保護, 8:63-77.

農林水産省 (1984) : 土壌改良資材品質表示基準. http://www.maff.go.jp/j/kokuji_tuti/kokuji/k0000035.html

大洞智宏・渡邊仁志・横井秀一 (2013) : ナラ枯れ被害跡地での更新に与えるシカ食害の影響. 日本緑化工学会誌, 39:260-263.

滋賀県琵琶湖環境部 (2015) : ニホンジカ森林土壌保全対策指針.

滋賀県琵琶湖環境部森林政策課 (2015) : 目で見る森林・林業—滋賀県森林・林業統計要覧 (平成 26 年度) 概要版—

<http://www.pref.shiga.lg.jp/d/rimmu/toukeiyouan/h26gaiyouban/index.html>

島田博匡 (2016) : ニホンジカ高密度生息地域のヒノキ人工林における間伐後の表土移動に影響する要因. 日本緑化工学会誌, 42:204-207.

高田研一 (1998) : 植物を活かすために (樹木のいろいろ). ランドスケープデザイン Vol.1 森の生態と花修景, 京

- 都造形芸術大学（編）：43-79. 角川書店，東京.
- 高槻成紀(1989)：植物群落におよぼすシカの影響. 日本生態学会誌、39:67-80.
- 塚本次郎(1989)：林地斜面における表層物質の移動(I) 細土の移動. 日本林学会誌、71:469-480.
- 横田岳人(2012)：ニホンジカが森林生態系に与える負の影響. 森林科学、61:4-10.
- 全国山林種苗協同組合連合会（2010）：林業種苗の生産・配布に必要な知識. 全国山林種苗協同組合連合会, 東京.