

————— BULLETIN —————
————— OF THE —————
————— FUKUSHIMA PREFECTURAL FORESTRY —————
————— RESEARCH CENTRE —————
————— (Fukushimaken Ringyo Kenkyuu Sentā Kenkyuu Houkoku) —————
————— No. 52 2020 —————

福島県林業研究センター研究報告

第 52 号
令和 2 年 1 月

————— FUKUSHIMA PREFECTURAL FORESTRY RESEARCH CENTRE —————
————— KORIYAMA FUKUSHIMA 963-0112 JAPAN —————

福島県林業研究センター
福島県郡山市

福島県林業研究センター研究報告 第52号

目 次

【研究報告】

- 海岸防災林の早期復旧に向けた植栽木の生育条件の解明…………… 福山 文子… 1
と育成管理手法の検討
(県単課題 平成27～30年度)
- コナラ更新木におけるカリウム施肥の影響…………… 飯島 健史…11
(県単課題 平成26～29年度) 伊藤 博久

【研究資料】

- ナツハゼ栄養繁殖苗の生産技術…………… 手代木 徳弘…21
(国庫課題 平成26～30年度) 竹原 太賀司
奥寺 芳夫
- タケの放射性物質汚染実態の把握と低減化技術の開発…………… 齋藤 諒次…29
(県単課題 平成26～29年度) 小川 秀樹
武井 利之
- 森林除染に資するための木本種への放射性物質の移行係数把握…………… 福山 文子…39
(県単課題 平成26～29年度) 竹中 千里

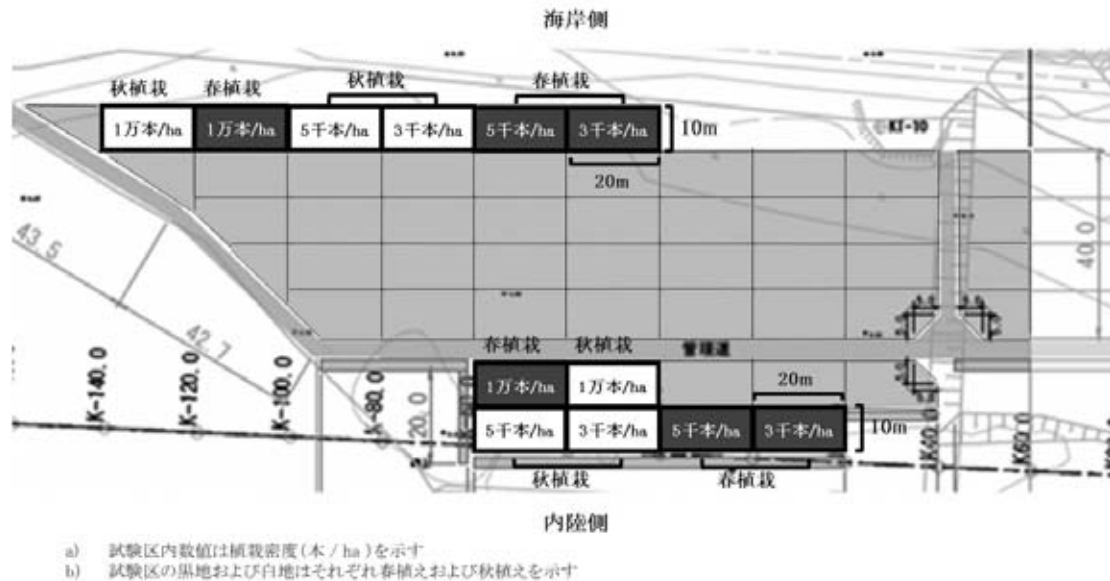
I はじめに

東日本大震災による大津波により、福島県の海岸林は壊滅的な被害を受けた。震災後、福島県では従来からの海岸林としての飛砂・潮害、風害防備など災害防止機能に加えて、津波等の被害から住宅や農地などを守るため、200mの林帯幅を確保し、山砂を用いた人工盛土を造成し、その上にクロマツやアカマツのコンテナ苗を主とした苗木を植栽する海岸防災林復旧事業が行われている。植栽密度は10,000本/haを標準としており、現地状況に応じて施肥を実施している²⁾。

しかし、その造成面積は606haと前例のない大面積に及ぶものであり、造成された人工盛土上で植栽されたコンテナ苗の活着と成長に関する知見は十分とはいえない。また、コンテナ苗は肥料が含まれた土壌と共に苗木として出荷されているが、植栽後の施肥の必要性や実施時期についてはさらに検討する必要がある。従来のクロマツを主体とした海岸林整備では10,000本/haという高密度植栽が実施されているが、植栽後の保育管理に労力がかかることも懸念される。そこで、本試験では海岸防災林の早期造成及び効率的な育成管理に資するため、植栽する苗種、植栽時期、植栽場所、施肥効果、さらに低密度植栽について検討した。

II 調査方法

南相馬市北海老地区の海岸防災林復旧事業地に試験区を設定した。北海老地区は、2015年度に施工された箇所であり、山砂を用いて人工盛土が造成された。海岸防災林復旧事業では、静砂垣(10m×20m)内に植栽しているため、一つの静砂垣を一つの試験区として、図-1のように設定した。海岸側と内陸側(海岸側・内陸側間約55m)において、秋植え(2015年12月植栽)と春植え(2016年5月植栽)で、異なる植栽密度試験区(10,000本/ha、5,000本/ha、3,000本/ha)を設定した。また、施肥有無の試験区も設定し、施肥有区では緩効性の肥料(N:P:K=5%:5%:5%)を植栽木1本当たり30グラム施した。使用した苗種は、アカマツ・コンテナ苗、クロマツ・コンテナ苗、クロマツ・ポット苗であり、コンテナ苗は300cc容量のものを使用した。なお、10,000本/haの高密度試験区については、海岸防災林復旧事業ですでに植栽された箇所を使い、苗種は300cc容量のアカマツ・コンテナ苗とクロマツ・コンテナ苗で、施肥有区のみである。植栽してから毎年、春植栽区では5月、秋植栽区では12月にそれぞれ植栽木の活着を確認し、根元径、樹高、樹冠幅を測定した。



図一 1 試験区 (10m×20m) の配置

III 結果

各試験区における活着率 (%) を表一 1 に示す。春植栽区の海岸側 5,000 本/ha のクロマツ・ポット苗の活着率が 83% と他区より低い数値を示したが、その他の試験区はいずれの苗種も 90% 以上の活着率であった。なお、表には示さなかったが、施肥の有無と活着率との間にはとくに関連は見られなかった。

表一 1 春及び秋植栽区における植栽木の活着率

	海側			陸側			(%)
	3,000本/ha	5,000本/ha	10,000本/ha	3,000本/ha	5,000本/ha	10,000本/ha	
春植栽 (2018年5月時点)	アカマツ・コンテナ苗	95	97	97	100	100	90
	クロマツ・コンテナ苗	100	100	100	100	100	97
	クロマツ・ポット苗	95	83	— a)	95	100	— a)
秋植栽 (2018年12月時点)	アカマツ・コンテナ苗	100	100	100	100	97	100
	クロマツ・コンテナ苗	95	100	97	100	93	100
	クロマツ・ポット苗	100	100	— a)	100	100	— a)

a) 10,000本/ha 海岸防災林復旧事業で植栽された箇所に試験区を設定したため、クロマツ・ポット苗は使用していない

表一 2 には 10,000 本/ha における根元成長量を植栽場所、苗種別に示した。春植栽区でアカマツとクロマツを比較するとほとんど差が認められなかった。一方、生育期間が1年長かった秋植栽区では海岸側ではクロマツが、内陸側ではアカマツがやや大きい成長量を示した。

研究報告

海岸防災林の早期復旧に向けた植栽木の生育条件の解明と
育成管理手法の検討

福山 文子*

目 次

要 旨	
I はじめに	2
II 調査方法	2
III 結果	3
IV 考察	8
V おわりに	8
VI 引用文献	9

要 旨

海岸防災林の早期造成及び効率的な管理に資するため、植栽する苗種、植栽場所、施肥の影響、さらに植栽密度の効果について検討した。調査は海岸防災林復旧事業地の南相馬市北海老地区で行い、春植え（2016年5月植栽）と秋植え（2015年12月植栽）で、異なる植栽密度試験区（10,000本/ha、5,000本/ha、3,000本/ha）を設定し、苗種はアカマツ・コンテナ苗、クロマツ・コンテナ苗およびクロマツ・ポット苗を使用した。本試験では、春植え、秋植えともに全区で活着率が90%以上と高かったが、成長量においては樹種及び苗種で差がみられ、クロマツ・コンテナ苗が最も大きかった。植栽密度別では、生育3年目までの成長量には差が認められなかった。秋植えの施肥効果が認められなかったことから、施肥時期と肥料については再検討が必要である。

キーワード：海岸防災林、クロマツ、アカマツ、施肥、植栽密度

受付日 令和元年8月30日

受理日 令和元年11月6日

*現福島県農林水産部森林保全課

課題名 海岸防災林の早期復旧に向けた植栽木の生育条件の解明と育成管理手法の検討
(県単課題 平成(26)27～30年度)

表-2 10,000本/haにおける植栽場所、苗種別根元径成長量 (mm)

植栽時期	場所	苗種	
		アカマツ・コンテナ苗	クロマツ・コンテナ苗
春植栽	海岸側	6.7 (3.08)	7.7 (3.5)
	内陸側	11.7 (3.65)	11.1 (3.0)
秋植栽	海岸側	8.2 (4.14)	12.7 (6.7)
	内陸側	11.9 (4.46)	10.3 (4.3)

a) 括弧内は標準偏差を示す

表-3には植栽密度が3,000本/ha、5,000本/haにおける成長量を植栽場所、施肥の有無、苗種別に示した。まず、春植栽区の3,000本/haをみると、海岸側に植栽されたアカマツはクロマツのコンテナ苗、ポット苗より劣る成長量を示した。一方、内陸側では3苗種とも海岸側より生育が劣り、アカマツとクロマツの差異がほとんど見られない。5,000本/haでは成長量および苗種間差異が低密度区とほぼ同じ傾向を示した。施肥効果についてはほとんどの区において成長が促進されたが、アカマツ・コンテナ苗の5,000本/haでは無肥料区の方がやや生育が大であった。栽植密度、場所、施肥を含めた苗種を比較すると、クロマツ・コンテナ苗が7.5mmと最大で、ついでクロマツ・ポット苗が6.6mm、アカマツ・コンテナ苗が4.2mmであった。

秋植栽区をみると、施肥効果、苗種の差異は春植栽区とほぼ同様の傾向が認められた。全体を含めた成長量で比較すると、クロマツ・コンテナ苗が15.6mmと最大で、ついでクロマツ・ポット苗が14.6mm、アカマツ・コンテナ苗が11.4mmと最小であった。クロマツ・コンテナ苗は海岸の施肥区で24mmを超える成長量を示した。

表-3 5,000本/ha、3,000本/haにおける植栽場所、苗種別根元径成長量 (mm)

春植栽区			(mm)		
場所	植栽密度	施肥有無	苗種		
			アカマツ・コンテナ苗	クロマツ・コンテナ苗	クロマツ・ポット苗
海岸側	3000本/ha	有	6.5 (1.9)	9.7 (2.2)	9.8 (3.6)
		無	3.9 (1.1)	6.8 (2.2)	6.5 (3.1)
	5000本/ha	有	3.9 (2.4)	11.0 (2.2)	11.4 (1.3)
		無	4.8 (2.6)	9.2 (2.6)	7.3 (2.5)
内陸側	3000本/ha	有	4.0 (1.6)	7.4 (2.1)	4.6 (2.5)
		無	3.3 (1.2)	4.8 (1.2)	3.6 (2.1)
	5000本/ha	有	3.0 (1.8)	6.3 (2.0)	6.5 (2.3)
		無	4.1 (2.2)	4.9 (1.8)	2.8 (1.7)
全平均			4.2 (2.3)	7.5 (3.0)	6.6 (3.7)

秋植栽区			(mm)		
場所	植栽密度	施肥有無	苗種		
			アカマツ・コンテナ苗	クロマツ・コンテナ苗	クロマツ・ポット苗
海岸側	3000本/ha	有	15.5 (6.9)	24.1 (4.8)	22.6 (6.8)
		無	13.8 (7.5)	16.0 (4.2)	20.8 (6.0)
	5000本/ha	有	13.6 (7.3)	24.5 (3.6)	24.0 (7.0)
		無	15.5 (5.7)	21.6 (5.7)	23.2 (8.3)
内陸側	3000本/ha	有	10.6 (5.8)	10.7 (4.1)	5.3 (2.9)
		無	7.6 (3.9)	9.8 (2.9)	9.1 (2.2)
	5000本/ha	有	8.5 (3.8)	10.3 (3.1)	6.9 (4.9)
		無	6.0 (2.9)	7.9 (2.9)	5.0 (1.8)
全平均			11.4 (6.7)	15.6 (7.7)	14.6 (10.0)

a) 括弧内は標準偏差を示す

表-3では根元径成長量が試験区によって顕著に異なっていたので、栽植密度、栽植場所、施肥の有無、および苗種を主要因とする分散分析を行い、結果を表-4および表-5に示した。なお、この分析では、主要因と1次の相互作用のみの分析とし、2次以降の相互作用は誤差要因に含めた。

表-4で春植栽区の結果をみると、苗種、植栽場所および施肥の有無は明らかな有意性を示し、栽植密度は有意ではなかった。1次の相互作用では苗種と植栽場所との間でのみ有意性が認められ、他の相互作用はすべて有意ではなかった。

表-4 春植栽区における根元成長量の分散分析表

要因	平方和	自由度	平均平方	F	有意性a)
全体	153.59	23			
苗種	47.02	2	23.51	25.42	**
栽植密度	0.89	1	0.89	0.97	
場所(海岸側・内陸側)	53.42	1	53.42	57.75	**
施肥	20.74	1	20.74	22.42	**
苗種x栽植密度	2.15	2	1.08	1.16	
苗種x場所	10.52	2	5.26	5.69	*
苗種x施肥	7.75	2	3.88	4.19	
栽植密度x場所	0.84	1	0.84	0.91	
栽植密度x施肥	0.77	1	0.77	0.84	
場所x施肥	1.16	1	1.16	1.26	
誤差b)	8.32	9	0.92		

a) *および**は有意差が確認されたことを示す(*; $p < 0.05$, **; $p < 0.01$)

b)誤差は2次以上の相互作用を含む

表-5で秋植栽区の結果をみると、春植栽区の結果とほぼ同じであったが、植栽場所間の差異が高い有意性を示した。一方、春植栽区とは異なり施肥の有無については有意とはならなかった。相互作用については苗種と植栽場所との間で春植栽区よりも高い水準の有意性が認められた。

表-5 秋植栽区における根元成長量の分散分析表

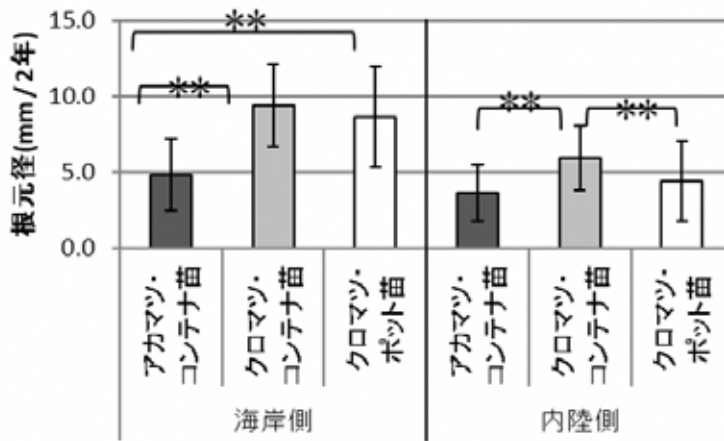
要因	平方和	自由度	平均平方	F	有意性a)
全体	1043.99	23			
苗種	79.96	2	39.98	10.33	*
栽植密度	0.90	1	0.90	0.23	
場所(海岸側・内陸側)	789.31	1	789.31	203.96	**
施肥	18.01	1	18.01	4.65	
苗種x栽植密度	3.13	2	1.57	0.40	
苗種x場所	93.39	2	46.70	12.07	**
苗種x施肥	11.37	2	5.69	1.47	
栽植密度x場所	12.62	1	12.62	3.26	
栽植密度x施肥	-0.38	1	-0.38	-0.10	
場所x施肥	0.84	1	0.84	0.22	
誤差b)	34.84	9	3.87		

a) *および**は有意差が確認されたことを示す(*; $p < 0.05$, **; $p < 0.01$)

b)誤差は2次以上の相互作用を含む

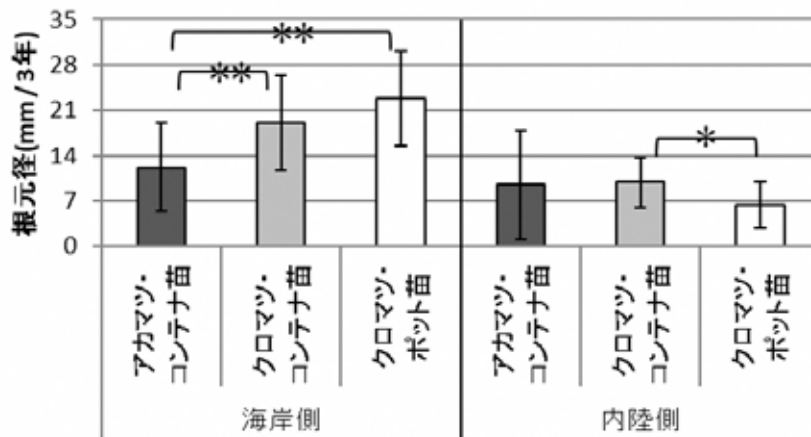
分散分析で有意となった苗種と植栽場所との相互作用を具体的に知るために、密度及び施肥有無を含めた3苗種の根元径成長量を海岸側、内陸側別に図-2、図-3に示した。

図-2で春植栽区をみると、アカマツの成長がクロマツに比べ劣ること、またいずれの苗種も海岸より内陸部で生育が劣るが、アカマツに比べクロマツの方が成長の低下が著しい。秋植栽区でも海岸側ではクロマツの成長が優れていたが、内陸側では苗種間の差異は少なくなった。以上のことから海岸部への植栽はクロマツが優れ、コンテナ苗とポット苗間には明瞭な差異は認められなかった。



a) **はscheffeの多重比較で有意差が確認されたことを示す($p < 0.01$)

図-2 春植栽区における根元径成長量の植栽場所（海岸側、内陸側）および苗種別比較



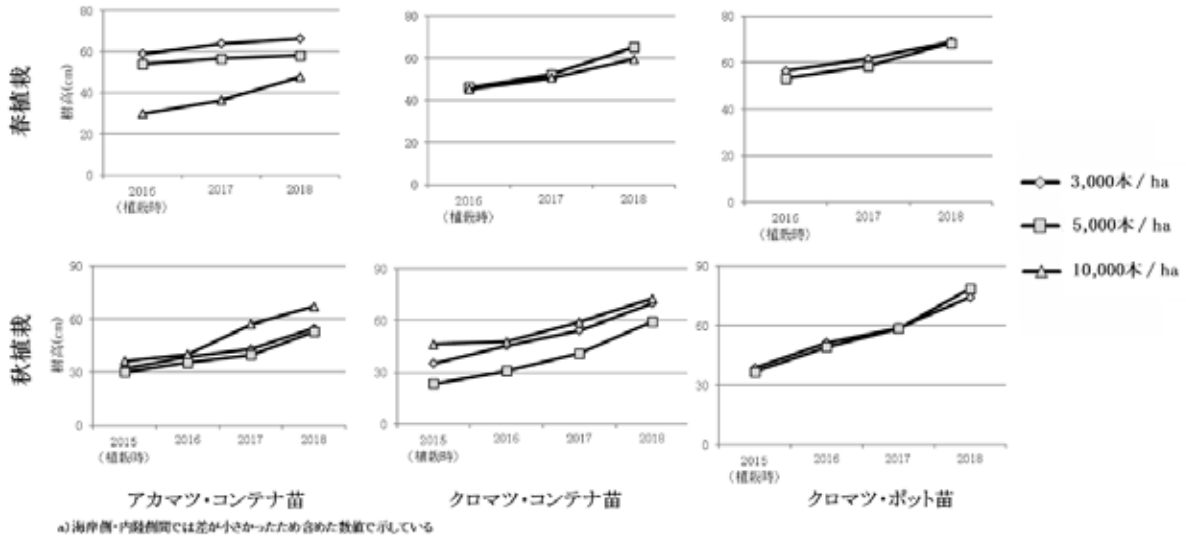
a) *及び**はscheffeの多重比較で有意差が確認されたことを示す($p < 0.05$ 及び 0.01)

図-3 秋植栽区における根元径成長量の植栽場所（海岸側、内陸側）および苗種別比較

つぎに、樹高および樹冠幅について述べる。この両形質は植栽場所間（海岸側、内陸側）にほとんど差が認められなかったため、以下には場所を含めて示す。

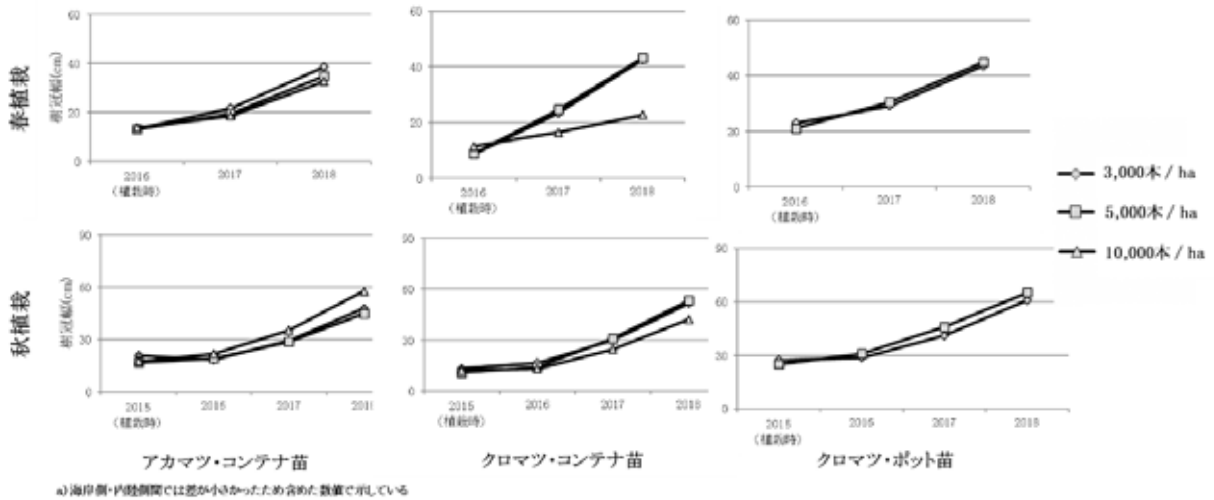
図-4に植栽木の樹高の年次推移を植栽密度別に示した。春植栽区においては、クロマツはコンテナ苗もポット苗もほぼ同じ推移を示し、栽植密度間にも差は認められなかった。一方、アカマツ・コンテナ苗は10,000本/haが他の密度区に比べ初期の樹高が低く、その

後の増加程度が大きかったが、3,000本/ha および5,000本/ha では増加程度に差はなかった。秋植栽区では苗種、植栽密度間に顕著な差異は認められなかった。



図－4 春及び秋植栽区における植栽密度別樹高の年次推移

図－5には樹冠幅の年次推移を苗種、植栽密度別に示した。春植栽区のクロマツ・コンテナ苗の10,000本/haは他の密度区に比べ成長が悪い傾向にあった。他の試験区ではいずれも年次経過に伴いほぼ同様な増加がみられた。秋植栽区では、いずれの苗種、植栽密度においても植栽1成長期後では大きな増加はみられなかったが、2成長期後から3成長期にかけて類似の増加傾向がみられた。



図－5 春及び秋植栽区における密度別樹冠幅の年次推移

IV 考察

東日本大震災で被災した海岸防災林の復旧事業に資するため、本研究では植栽苗種、植栽時期と場所、植栽密度、施肥の有無の影響について検討した。植栽苗の活着率についてはどの試験区においても83%以上の高い活着がみられ、本試験が行われた山砂を使った人工盛土上ではアカマツ、クロマツともに苗種としてどの植栽密度でも使えることが明らかにされた。

植栽後の根元径の成長量について分散分析した結果、植栽場所、苗種、施肥の有無のいずれもきわめて有意となり、これら因子の相互作用も有意であった。海岸防災林復旧事業にあたってはこれらの要因を考慮する必要性が示唆された。例えば、苗種および植栽場所別に成長量を比較したところ(図-2)、海岸側ではクロマツの方がアカマツより大きい成長量を示したが、内陸側ではクロマツ、アカマツ間の差が認められなかった。このことから海岸に近い場所ではクロマツの方が初期成長に優れると考えられた。これまでの報告でも、クロマツは貧栄養な土壌でも成長できること、高い耐塩性及び飛砂防止機能など、海岸林として高い防災効果を発揮することが確認されている¹⁾。

初期成長への施肥効果については春植栽区と秋植栽区で顕著に異なった。すなわち、春植栽区では分散分析で有意な施肥効果が認められたが、秋植栽区では認められなかった。これは、成長緩慢期の12月に肥料を施しても栄養分の吸収が不十分であり、さらに冬期間の降雨等により肥料成分が流亡し、翌春の成長時には土中に保有されていなかったことが考えられる。今後は施肥の時期および追肥効果についても検討する必要がある。

海岸での飛砂や潮風に対する防災林効果を十分に発揮するためには、適切な樹高及び樹冠幅が求められ、そのためには植栽後の密度を考慮した本数調整が不可欠となる。本数調整が適切でないと植栽樹の樹高に対して樹径が細くなり気象害に弱い形状となる⁴⁾。最初の本数調整は、10,000本/ha植栽の密度では樹高が3mに達した時、5,000本/ha植栽の場合には樹高が4.5mに達した時に行うべきとされている⁴⁾。また、飛砂防止機能を発揮する林冠閉鎖が起こる時期は、10,000本/haで植栽後約4年後に、5,000本/haで5~6年後に、2,500本/ha~3,000本/haで6~7年後であると報告されている³⁾。本試験でも植栽密度別に樹高及び樹冠幅を調査したが、明確な成長量の差異は認められなかった(図-3および4)。これは、植栽されてからの生育期間が2~3年と短く、植栽密度による成長差が表れていなかったためとも考えられ、初期成長に関する調査は今後継続して行われる必要がある。現在行われている復旧事業では1ha当たり10,000本が標準とされているが、材料コストや植栽後の管理労力などを考慮すると適切な植栽密度についてさらに検討する必要があるだろう。

V おわりに

山砂を用いた人工盛土上におけるアカマツ、クロマツの活着率が高いことを確認した。海岸に近い所では、アカマツよりもクロマツの初期成長が良好であったので、海岸側で早期に海岸防災林としての機能を果たすためには、苗種はクロマツが適していると考えられた。施肥について、秋期に植栽した場合はその効果が確認されなかったが、今後施肥時期や方法について検討する必要がある。植栽密度別に植栽木の樹高及び樹冠幅の年次推移を

みたところ、本研究期間内では植栽密度別に明確な成長差はみられなかったため、今後の継続調査が必要であると考えられた。

VI 引用文献

- 1) 近田文弘 (2013) なぜ、クロマツなのか？—日本の海岸林の防災機能について—。海岸林学会誌 12 (2) : 23-28
- 2) 福島県農林水産部森林保全課 (2014) 福島県の海岸防災林の再生に向けたガイドライン。34pp. 福島県
- 3) 小倉晃・坂本知己・渥美幸大ら (2017) 海岸クロマツ林の低密度植栽の可能性—十分な防風対策下での初期成長—。石川県林試研報 48 : 6-10
- 4) 坂本知己・萩野裕章・野口宏典ら (2007) クロマツ海岸林における本数調整手法の提案。海岸林学会誌 6 (2) : 1-6

研究報告

コナラ更新木におけるカリウム施肥の影響

飯島健史、伊藤博久*

目 次

要 旨	
I はじめに	12
II 試験地および試験方法	12
III 結果および考察	15
IV おわりに	18
V 引用文献	18

要 旨

東京電力福島第一原子力発電所の事故により県内のきのこ用原木生産は多大な影響を受けた。放射性セシウム対策の一考とするために、原木として利用されていたコナラの萌芽枝および植栽苗について、カリウム施肥による ^{137}Cs の吸収抑制効果を検討した。萌芽枝の葉中の ^{137}Cs 濃度は無施肥区、カリウム施肥区ともに4年間で約8割減少したが、両区間の減少率に有意差は認められず、カリウム施肥による吸収抑制効果はみられなかった。一方、植栽苗については、カリウム施肥による抑制効果が認められた。萌芽枝と植栽苗の葉部における抑制効果の差異は、根株に蓄積した ^{137}Cs の影響が主因と考えられる。

キーワード：コナラ、カリウム、萌芽枝、セシウム

受付日 平成31年3月27日

受理日 令和元年11月18日

※ 現相双農林事務所

課題名 除染した森林における森林再生施業技術の開発

(県単課題 平成26年～平成29年)

I はじめに

東京電力福島第一原子力発電所の事故により放射性物質が飛散し、県内の森林を広範囲に汚染した。きのこ用原木として利用されるコナラ (*Quercus serrata*) 林も多大な影響を受け、県内の原木生産は厳しい状況にある。事故時に直接汚染を受けたコナラ立木については、樹皮表面に放射性セシウムが多く残存していることから、伐採して萌芽更新を行う、あるいは植栽することで新たに原木生産を行うことが期待される。しかし、萌芽枝や植栽木への放射性セシウムの移行について、あらかじめ明らかにする必要がある。

コナラは直接汚染を受けていない葉において放射性セシウムが検出されており、樹体内の転流が考えられている⁹⁾。カリウムと放射性セシウムの関係については、萌芽枝の当年枝の面移行係数は土壌の交換性カリウム蓄積量が大きいほど低下し、負の相関関係を示す報告がある^{5) 8)}。ヒノキ植栽苗についてはカリウム施肥の吸収抑制効果が認められた研究⁷⁾がある。また、コナラ植栽苗についてもカリウムやゼオライト施肥の効果が認められた報告⁵⁾がある。しかし、水稲における放射性セシウム対策としてのカリウム施用^{2) 4)}のような技術普及的な段階までは至っていない。

そこで、今回の調査では、コナラ原木生産の再生のための放射性セシウム対策の一考とするために、事故後に伐採したコナラの切株の周囲にカリウムを施肥し、切株から発生した萌芽枝の葉中の¹³⁷Cs濃度の4年間の年次変化と切株の周囲に植栽したコナラ苗木の4年生時の葉中の¹³⁷Cs濃度を調査し、カリウム施肥による放射性セシウムの吸収抑制効果を検討した。

II 試験地および試験方法

1 試験地の概要

試験地は東京電力福島第一原子力発電所から約60kmの福島県伊達市霊山町に位置するコナラ林約500m²である(図-1)。試験地近くの伊達市(梁川)のアメダスの観測記録において、年降水量は1,113.8mm、平均気温は12.3℃である⁶⁾。空間線量は約0.6μSv/h(2014年測定)であった。



図-1 試験地の位置

2 試験方法

(1) 試験区の設定

2014年1月に対照区（無施肥区）と、カリウム肥料を施肥する区（カリウム施肥区）の2つの試験区を設定し（図-2）、コナラ成木を各区20本ずつ伐採した。カリウム施肥区は2014年～2017年の毎年3月に硫酸カリウム（粉状、水溶性カリ50%）を切株の半径1mの範囲に一株あたり200g施肥した。

無施肥区とカリウム施肥区におけるコナラ伐採前の樹齢および胸高直径の頻度分布を図-3に示す。それぞれの区において、樹齢は平均26.1年と31.7年、胸高直径は平均15.2cmと14.7cmだった。なお、頻度分布図には2017年9月の調査時に萌芽枝が残存していたコナラのみを用いた。

2014年3月に切株の半径1mの範囲に無汚染コナラ苗木を切株あたり5本ずつ植栽した。切株周辺における萌芽枝と植栽苗の模式図を図-4に示す。



図-2 試験区の概要

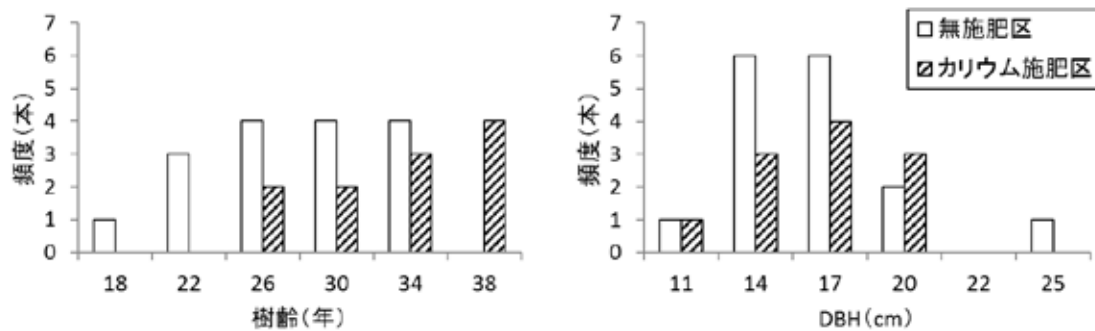


図-3 コナラ成木時の樹齢及び胸高直径の頻度分布

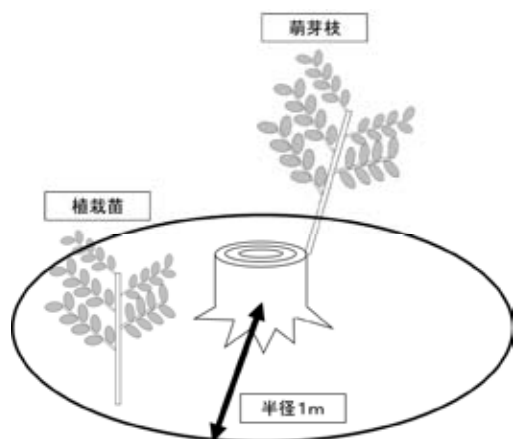


図-4 切株周辺における萌芽枝と植栽苗の模式図

(2) 試料の採取方法

①伐採木の円盤試料

2014年1月に伐採した各コナラの丸太から円盤を採り、辺材部（以下、辺材部）を採取した。

②萌芽枝および植栽苗の葉部試料

2014年から2017年の毎年9月に萌芽枝を採取した。萌芽枝は2014年に伐採した切株から萌芽したものを採取した。採取した萌芽枝は林業研究センターに持ち運んだのち、葉を採取した。

植栽したコナラ苗木は2017年9月に地上部のみ各区10本ずつ採取した。採取した植栽苗は林業研究センターに持ち運んだのち、葉を採取した。

③土壌試料

2017年10月に切株の半径1mの範囲の3点から、土壌円筒（直径5cm、高さ5cm）を用いて、土壌表面から0-5cmの深さの土壌を採取した。採取した土壌は3点分を混合し、切株の周囲に植栽した苗木についての土壌試料とした。

(3) 試料の分析方法

① ^{137}Cs 濃度の測定

辺材部および萌芽枝と植栽苗の葉は絶乾した後に粉碎し、U-8容器に充てんした。充てんした各試料は、ゲルマニウム半導体検出器により ^{137}Cs 濃度を測定した。測定時間は試料の量や濃度によって異なり、3,000秒から100,000秒であった。測定された ^{137}Cs 濃度の値は、試験期間中の最初の萌芽枝採取日となる2014年9月18日時点の値に減衰補正した。

土壌は風乾後2mmのふるいに通し、礫と根を除き、絶乾させた後、U-8容器に充てんした。充てんした各試料は、ゲルマニウム半導体検出器により ^{137}Cs 濃度を測定した。測定された ^{137}Cs 濃度の値は、試験期間中の最初の萌芽枝採取日となる2014年9月18日時点の値に減衰補正した。

②交換性カリウムの測定

^{137}Cs 濃度を測定した土壌と同一の土壌試料を用いて原子吸光法により土壌中の交換性カリウム濃度を測定した。

(4) 解析方法

①萌芽枝の葉中の ^{137}Cs 濃度

今回採取された辺材部と萌芽枝の葉の ^{137}Cs の関連性を検討するために、相関係数を求めた。

2014年の萌芽枝の葉中の ^{137}Cs 濃度を基準に2017年時の減少率を算出し、無施肥区とカリウム施肥区の減少率を Brunner-Munzel 検定により比較した。

なお、解析には2017年9月時点で切株に残存していた萌芽枝から採取した葉の ^{137}Cs 濃度データを用いた。

②植栽苗の葉中の ^{137}Cs 濃度

森林土壌の ^{137}Cs 濃度は地点で大きくばらつくこととされ¹¹⁾、この試験においても土壌試料ごとに大きくばらついたため、面移行係数¹¹⁾ [葉中の ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) / 土壌の ^{137}Cs 濃度 (Bq/m²)] を算出した。土壌中の交換性カリウム濃度の上昇による吸収抑制効果を検討するため、土壌中の交換性カリウム濃度と面移行係数で散布図を作成した。

また、無施肥区とカリウム施肥区の間移行係数を Brunner-Munzel 検定で比較した。

なお、解析にはエクセル統計2015を用いた。

III 結果および考察

1 萌芽枝の葉中の ^{137}Cs 濃度の年次変化

伐採時の辺材部と2014年に採取した萌芽枝の葉中の ^{137}Cs 濃度の関係を図-5に示す。無施肥区、カリウム施肥区ともに相関がみられた。

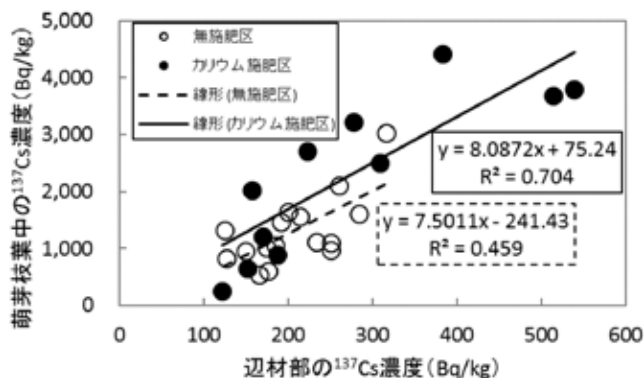


図-5 伐採時の辺材部と2014年に採取した萌芽枝の葉中の ^{137}Cs 濃度の関係

2014年から2017年までの萌芽枝の葉中の¹³⁷Cs濃度の年次変化を、図-6に示す。無施肥区、カリウム施肥区とも濃度が指数的に減少する傾向がみられ、2014年に比べて2017年の¹³⁷Cs濃度は約8割減少した。しかし、両区の間で¹³⁷Cs濃度の減少率に有意差があるとはいえなかった(p>0.05)。

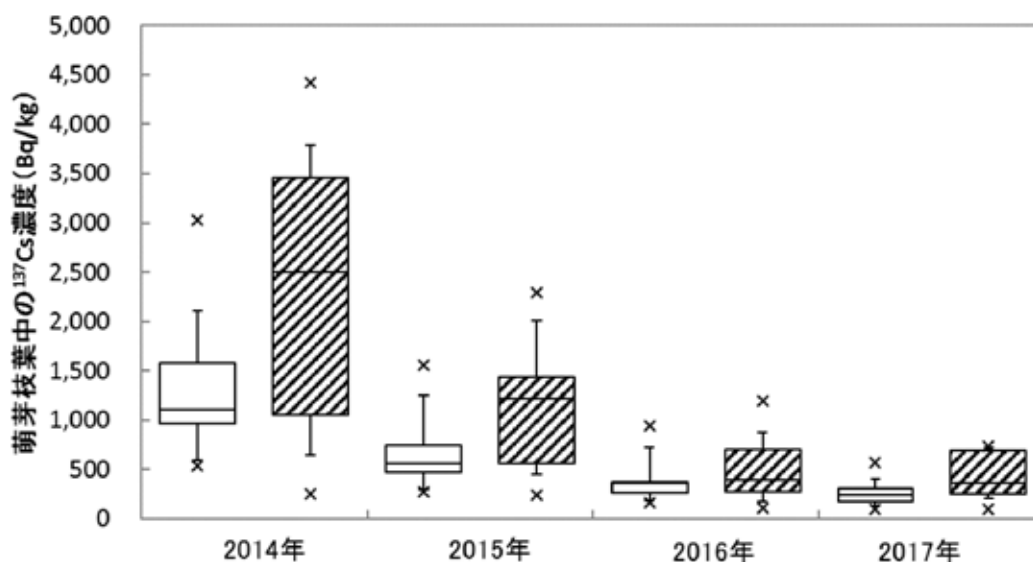


図-6 萌芽枝の葉中の¹³⁷Cs濃度の年次変化

注：白抜き箱は無施肥区、影付き箱はカリウム施肥区を示す。箱中の横棒は中央値を示す。箱、ヒンジおよび×は、それぞれ25～75%、5～95%信頼区間および外れ値を示す。

伐採時の辺材部と2014年に採取した萌芽枝の葉中の¹³⁷Cs濃度に相関がみられたことについて、¹³⁷Csの転流が考えられる。スギの雄花では旧葉や根系からの放射性セシウムの転流が考えられており¹⁾、コナラの葉においても放射性セシウムが経皮や経根吸収されたのちに新葉に転流したと考えられている⁹⁾。本試験においても、フォールアウト時に樹皮などの表面から吸収され、転流し、根株に蓄積した¹³⁷Csが、萌芽枝が展葉する際に再び転流したと考えられる。

萌芽枝の葉中の¹³⁷Cs濃度が年々指数的に減少したことについて、落葉や雨水等による離脱があったと推察される。直江ら⁹⁾の研究では、事故当初の2011年に樹体内に取り込まれた放射性セシウムのかなりの部分が2011年の落葉・落果として失われ、2012年には葉に転流されるセシウムが減少して落葉のセシウム濃度が低下した可能性を示唆している。本試験においても、試験1年目から2年目にかけて大きく¹³⁷Cs濃度が減少する指数関数的な減少がみられたが、試験1年目は萌芽枝にとって汚染1年目となるため、事故当初のコナラの落葉と同じような傾向を示したと考えられる。また、セシウムと似た性質であるカリウムは雨で容易に洗い流される¹⁰⁾。したがって、2014年から2017年にかけて¹³⁷Cs濃度は約8割減少したが、その多くは落葉や雨水等によるものであると考えられる。

¹³⁷Cs濃度の経年的な減少に対して、カリウム施肥による吸収抑制効果は認められなかった。Francois Goor. And YvesThiryの研究によると、チェルノブイリ事故により汚染さ

れたヨーロッパアカマツの壮齢林において、フォールアウトした¹³⁷Csの初期沈着と循環が、樹体内の¹³⁷Cs量に対して事故から15年後も影響していることが示唆され、根による吸収が主要な汚染源ではなかった³⁾。今回の試験においても、フォールアウト時に樹皮などの表面から吸収され根株に蓄積した¹³⁷Cs量の葉中の¹³⁷Cs濃度に対する影響が、土壤からの¹³⁷Cs吸収量に対し現時点では大きいことが示唆された。今後施肥の効果が現れるかについて、継続的な調査が必要である。

2 植栽苗の葉中の¹³⁷Cs濃度

面移行係数と土壤中の交換性カリウム濃度の関係を図-7に示す。無施肥区で平均36.8mg K₂O/100g、カリウム施肥区で平均381.0mg K₂O/100gと硫酸カリウム施肥により土壤中の交換性カリウム濃度は上昇した。

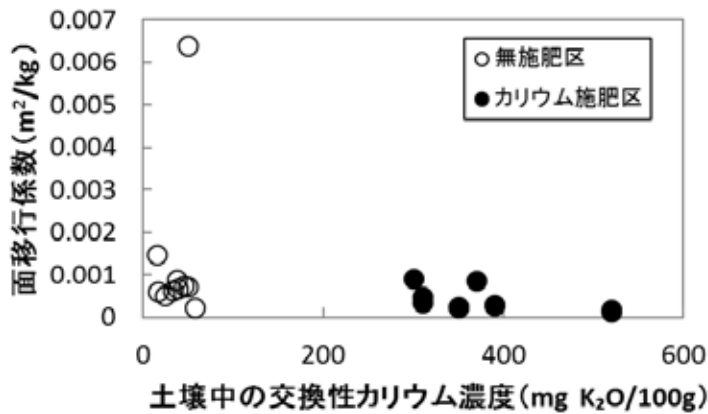


図-7 植栽苗の葉の面移行係数と土壤中カリウム濃度の関係

無施肥区とカリウム施肥区で面移行係数を比較した結果、中央値は無施肥区で 7.0×10^{-4} (m²/kg)、カリウム施肥区で 2.8×10^{-4} (m²/kg) とカリウム施肥区で有意に低かった (p<0.05) (図-8)。

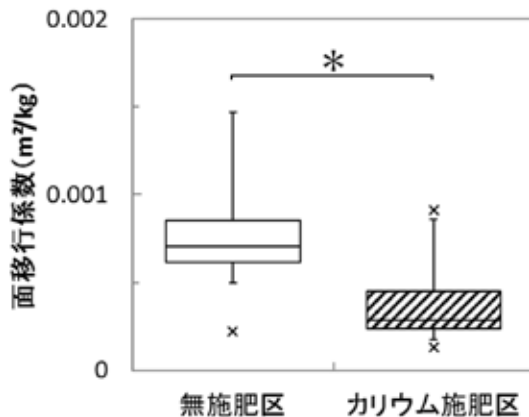


図-8 各処理区における植栽苗の葉の面移行係数

注：箱中の横棒は中央値を示す。箱、ヒンジおよび×は、それぞれ 25~75%、5~95%信頼区間および外れ値を示す。*は処理区間で統計的に有意に異なる (Brunner-Munzel 検定、5%水準)。

コナラ植栽苗において、カリウム施肥により土壌中の交換性カリウム濃度が上昇し、面移行係数が無施肥区よりも低くなることがわかった。水稻栽培における水田土壌の交換性カリウム濃度の目標値が 25mg K₂O/100g であること^{2) 4)} に対し、本試験における土壌中カリウム濃度は無施肥区でも平均 36.8mg K₂O/100g と高めであったが、硫酸カリウムを切株の半径 1 m の範囲に 200 g / 株を毎年 1 回ずつ、計 4 回おこなった場合、植栽苗に対して ¹³⁷Cs の吸収抑制の効果が確認された。

IV おわりに

萌芽枝の葉中の ¹³⁷Cs 濃度は年々減少する傾向がみられたが、カリウム施肥区と無施肥区で減少率に有意差は認められなかった。差が認められなかった原因としては、原発事故後のフォールアウトにより樹体に付着し、樹皮などの表面から吸収され根株に蓄積した ¹³⁷Cs 量が土壌からの ¹³⁷Cs の吸収量よりも現時点で多いことが示唆された。

植栽苗においてはカリウム施肥により土壌中の交換性カリウム濃度が増加し、面移行係数が無施肥区よりも低く、カリウム施肥による吸収抑制効果が確認された。

V 引用文献

- 1) Akio Akama, Yoshiyuki Kiyono, Tasuo Kanazashi, Koji Shichi (2013) Survey of radioactive contamination of sugi (*Cryptomeria japonica D. Don*) shoots and male flowers in Fukushima prefecture. 森林立地 55(2)、105~111
- 2) (独) 農研機構中央農業総合研究センター (2012) 玄米の放射性セシウム低減のためのカリ施用. 2012年2月24日農研機構プレスリリース
http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/press/laboratory/carc/027913.html
(参照: 2018-12-06)
- 3) Francois Goor, Yves Thiry (2004) Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris L.*) plantations. Science of the Total Environment 325 (2004) 163-180
- 4) 福島県農林水産部 (2012) 水稻の放射性セシウム対策としてのカリ施用。「がんばろう ふくしま！」農業技術情報 (第24号)
- 5) 一般財団法人日本森林技術協会・アジア航測株式会社 (2018) 2017年度森林施業等による放射性物質拡散防止等検証事業報告書
- 6) 気象庁(2018)各種データ・資料、過去の気象データ検索. <https://www.data.jma.go.jp/>
(参照: 2018-11-30)
- 7) Masabumi Komatsu, Keizo Hirai, Junko Nagakura & Kyotaro Noguchi (2017) Potassium fertilization reduces radiocesium uptake by Japanese cypress seedlings grown in stand contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear accident. SCIENTIFIC REPORTS
- 8) 三浦覚、二瓶直登、長倉淳子、平井敬三、中西友子、金指努、田野井慶太郎、福田研介、岩澤勝巳、伊東諒祐、益守真也、小林奈通子、伊東宏樹 (2018) コナラの放射性セシウム移行係数と土壌の交換性カリウムの関係. 日本森林学会大会発表データ ベース 129(0), 821, 2018 日本森林学会

- 9) 直江将司・阿部真・田中浩・赤間亮夫・高野勉・山崎良啓・藤津亜季子・原澤翔太・正木隆 (2017) コナラ落葉に含まれる放射性セシウムの空間分布に斜面方位と落葉量が与える影響. 日本森林学会誌 99:34-40
- 10) Walter Larcher (1999) 植物生態生理学 (佐伯敏郎監訳). シュプリンガー・フェアラーク東京株式会社、東京. 375pp
- 11) 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口淳・朝田景・和穎朗太・牧野知之・赤羽幾子・平舘俊太郎 (2012) 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報 31:75-129

研究資料

ナツハゼ栄養繁殖苗の生産技術

手代木 徳弘 竹原 太賀司* 奥寺 芳夫*

目 次

要 旨

I	はじめに	22
II	接ぎ木増殖技術	22
	1 試験方法	
	2 結果	
III	挿し木増殖技術	23
	1 試験方法	
	2 結果	
IV	おわりに	27
V	引用文献	28

要 旨

ナツハゼは高い食品機能性を有する特用樹として注目を集めている品目である。一定品質の原材料の安定供給を目的に、接ぎ木及び簡易な管理方法による挿し木苗の生産方法の検討を行った。その結果、接ぎ木では休眠枝の時期の割接ぎで活着率80%を示し、管理の簡単な改良梅酒瓶の挿し木では二重ハウスで管理した挿し木の発根率39%～75%には及ばないが、36%～44%の発根率を得た。

キーワード：ナツハゼ、接ぎ木、挿し木、活着率、発根率

受付日 令和元年8月15日

受理日 令和元年11月21日

課題名 ナツハゼ栄養繁殖苗の生産技術

(国庫課題 平成26～30年度)

*元福島県林業研究センター

I はじめに

ナツハゼは高い食品機能性を有する特用樹として注目を集めている品目である²⁾³⁾。しかし、栽培面積が非常に少ないことから、供給できる量はごくわずかで品質も安定していないのが現状である。このため、加工販売側からは「供給量が絶対的に不足しているので使いたくても使えない」「希少なものなので単価が高すぎて使えない」「ロットごとに品質が異なるため使いづらい」という不満の声が寄せられており、一定品質の原材料の安定供給が求められている。これまでの研究で挿し木による増殖は技術的にはほぼ確立されたが¹⁾、施設やコスト面では改善の余地がある。そこで、接ぎ木及び簡易な手法での挿し木による栄養繁殖苗の生産方法の検討を行った。

II 接ぎ木増殖技術

1 試験方法

2018年2月28日に休眠枝、及び6月26日に当年枝から、それぞれ30cm程度の枝を採取し、枝の上下を除き中程を長さ10cm程度、基部の直径が台木切断部直径と同程度になるよう切断した後、上から2枚の葉が残るように他の葉を除去して調整した穂木を使用し、ラビットアイ系ブルーベリー（品種名：クライマックス）を台木に接ぎ木を行った。接ぎ木に使用したナツハゼ品種は田村市都路地区圃場の「割石作6」を使用した。接ぎ木の方法は揚げ接ぎとし、緑化木等で一般的に用いられている「割接ぎ」（図-1）とブドウ等の接ぎ木に用いられるU字型カットの接ぎ木鋏を使用する「鋏接ぎ」（図-2、3）の2通りで実施した。試験区毎の供試本数を表-1に示す。各試験区とも5本とした。天井部分が30%遮光フィルムのハウス内で1日1回15分のミスト散水を行い管理した。

12月初旬に接ぎ木の活着について判定を行った。判定は12月時点で穂木部分が生存し、接続部が癒着しているものを活着と判定した。

表-1 ナツハゼ接ぎ木試験区

実施時期	個体No	接ぎ木方法	供試本数
3月12日	割石作6	割接ぎ	5本
3月12日	割石作6	鋏接ぎ	5本
6月26日	割石作6	割接ぎ	5本
6月26日	割石作6	鋏接ぎ	5本



図-1 割接ぎ



図-2 鋏接ぎ



図-3 使用した接ぎ木鋏

2 結果

活着調査の結果を表－2に示す。時期は3月の休眠枝時期の活着が良く6月の当年枝では活着したものはなかった。本試験では休眠枝を用いた割接ぎの成功率が最も高く80%となった。

表－2 時期別手法別接ぎ木結果

施時期	接ぎ木方法	供試本数	活着本数	成功率
3月12日	割接ぎ	5本	4本	80%
3月12日	鋏接ぎ	5本	1本	20%
6月26日	割接ぎ	5本	0本	0%
6月26日	鋏接ぎ	5本	0本	0%

Ⅲ 挿し木増殖技術

簡易な方法による挿し木方法の開発を目的に、食器カゴによる密閉挿し、梅酒瓶による密閉挿し、改良梅酒瓶による半密閉挿しの3種類の方法による挿し木試験を実施した。

1 試験方法

(1) 食器カゴ試験

2016年6月7日に田村市、6月8日に福島市の山取木を移植した圃場から挿し穂を採取した。20～30cmに切りそろえた穂木を基部を流水状態の水道水に2～3昼夜(48～72時間)浸した後、2016年6月10日に100ppm濃度のオキシベロン溶液(原液0.4%濃度の40倍液)に1昼夜(24時間)浸漬し、6月11日挿し付けた。さし穂の長さは10～15cmとし、基部の処理については芽の直下を切り込み位置として反対側斜め下方向に切断した後、返しをつけた。小粒の鹿沼土及びピートモス用土(商品名:苗当番)を1:1で配合したものを直径7.5cmのスリットポットに充填し1本ずつ挿しつけを行った。散水後に食器カゴ(ふた付き水切りバット)に7～10ポット並べ、本体と蓋の接続部をガムテープでシールし、ハウス内で管理した(図－4、5)。

対照区は上下2段構造の挿し床を使用し(上部はさし穂を挿し付けたポットが入ったコンテナ・下段は湿度を保つために設置する保湿用コンテナ(コンテナの規格は幅35cm×長さ51cm×深さ10cm(底面に2mm角の孔)下段のコンテナは上面まで中粒の鹿沼土で満たし、十分に吸水させる))ハウス内に内フレームと不織布で二重ハウス化し、毎日15分の散水を行い管理した(以下「二重ハウス」)。10月26日にポットを外して発根状況の調査を行った。挿し付けた本数を表－3に示す。

2016年10月16日に挿し木苗をポットから抜き取り、根の部分を水洗し発根状況を確認した。挿し穂本体またはカルスから細根が見られた検体を「発根」とし、カルスのみの検体は発根に含めなかった。



図-4 食器カゴ



図-5 食器カゴと二重ハウス

表-3 食器カゴ試験の供試本数

採取地	個体No	食器カゴ本数	二重ハウス本数
福島市山田	Y 1	10	10
福島市山田	Y 2	8	14
福島市山田	Y 3	7	15
田村市都路町	笠石 1	7	12
田村市都路町	笠石 2	7	16
田村市都路町	割石作 A 1	10	14
田村市都路町	割石作 6	9	8

(2) 梅酒瓶試験

2017年3月8日、5月24日、6月16日に田村市から、3月14日、5月23日、6月14日に福島市の山取木を移植した圃場から挿し穂を採取した。20~30cmに切りそろえた穂木を基部を流水状態の水道水に2昼夜(48時間)浸した後、100ppm濃度のオキシベロン溶液(原液0.4%濃度の40倍液)に1昼夜(24時間)浸漬した。さし穂の長さは10~15cmとし、基部の処理については芽の直下を切り込み位置として反対側斜め下方向に切断した後、返しをつけた。梅酒瓶に使用した用土は縦、横、高さ各5cmのロックウールとした。

梅酒瓶試験区は穂木を挿し付けたロックウールを梅酒瓶(PET8.4L TAKEYA製)に並べ、散水し、蓋をして風通しの良い針葉樹林内に寒冷紗(遮光率70%)下で管理した(図-6)。

対照区は(1)と同様とした。挿し付けた数を表-4に示す。

12月19日に挿し木苗をポットから抜き取り、根の部分を水洗し発根状況を確認した。挿し穂本体またはカルスから細根が見られた検体を「発根」とし、カルスのみの検体は発根に含めなかった。



図－6 梅酒瓶管理状況

表－4 梅酒瓶試験の供試本数

挿付日	個体No	梅酒瓶本数	二重ハウス本数
2017/3/10	割れ石作6	6	5
2017/3/15	Y 2	10	9
2017/3/15	Y 3	11	7
2017/5/26	割れ石作6	6	6
2017/5/26	Y 2	6	5
2017/5/26	Y 3	4	10
2017/6/20	割れ石作6	8	10
2017/6/20	Y 2	8	10
2017/6/20	Y 3	8	10

(3) 改良梅酒瓶試験

P E T製梅酒瓶の底面に3mmの孔を20個開け、上部の蓋をしない梅酒瓶を使用した簡易な管理方法（以下「改良梅酒瓶」）を検討した。試験は2018年5月30日、7月4日に福島市から、5月31日、6月26日に田村市の山取木を移植した圃場から挿し穂を採取した。試験本数は3系統各12本とした。さし穂の長さは10～15cmとし、基部の処理については芽の直下を切り込み位置として反対側斜め下方向に切断した後、返しをつけることにより行い、2,000ppm濃度のオキシベロン溶液（原液0.4%濃度の2倍液）に5～10秒間浸漬し直ちに挿し付けた。挿し床として改良梅酒瓶は細粒の鹿沼土を10cm充填したものを使用し(図－7)、風通しの良い場所で直射日光を避けて管理した。

対照区は細粒の鹿沼土を充填した直径7.5cmのスリットポットとし、(1)と同様の方法で管理した。挿し付けた数を表－5に示す。

2018年12月10日に挿し木苗をポットから抜き取り、根の部分を水洗し発根状況を確認した。挿し穂本体またはカルスから細根が見られた検体を「発根」とし、カルスのみの検体は発根に含めなかった。

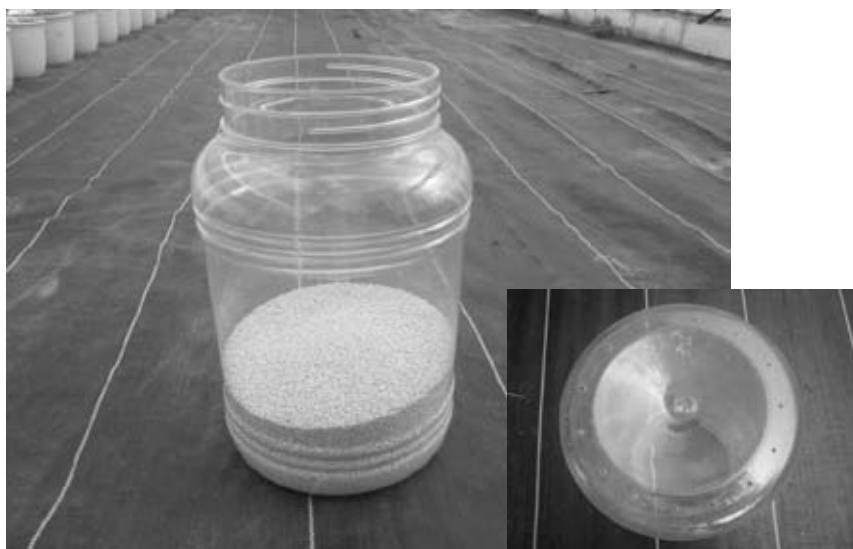


図-7 改良梅酒瓶

表-5 改良梅酒瓶試験の供試本数

挿付日	個体No	改良梅酒瓶本数	二重ハウス本数
2018/5/31	割石作1	12	12
2018/5/30	Y3	12	12
2018/5/30	Y5	12	12
2018/6/26	割石作1	12	12
2018/7/4	Y3	12	12
2018/7/4	Y5	12	12

2 結果

(1) 食器カゴ試験の結果

食器カゴと二重ハウスの発根調査結果を表-6に示す。

全ての試験区で発根率は低調であった。

表-6 食器カゴ試験の挿し木発根調査結果

挿付日	個体No	食器カゴ			二重ハウス		
		全数	発根数	発根率%	全数	発根数	発根率%
2016/6/10	Y1	10	0	0.0	10	2	20.0
2016/6/10	Y2	8	1	12.5	14	6	42.9
2016/6/10	Y3	7	1	14.3	15	6	40.0
2016/6/10	笠石1	7	1	14.3	12	5	41.7
2016/6/10	笠石2	7	1	14.3	16	3	18.8
2016/6/10	割石作A1	10	0	0.0	14	8	57.1
2016/6/10	割石作6	9	3	33.3	8	2	25.0

(2) 梅酒瓶試験の結果

梅酒瓶と二重ハウスの発根調査結果を表-7に示す。全ての試験区で発根率は低調であった。

表－7 梅酒瓶試験の発根調査結果

挿付日	系統	梅酒瓶			二重ハウス		
		全数	発根数	発根率%	全数	発根数	発根率%
2017/3/10	割れ石作6	6	0	-	5	2	40.0
2017/3/15	Y2	10	0	-	9	2	22.2
2017/3/15	Y3	11	0	-	7	2	28.6
2017/5/26	割れ石作6	6	0	-	6	2	33.3
2017/5/26	Y2	6	0	-	5	1	20.0
2017/5/26	Y3	4	0	-	10	5	50.0
2017/6/20	割れ石作6	8	0	-	10	6	60.0
2017/6/20	Y2	8	0	-	10	2	20.0
2017/6/20	Y3	8	0	-	10	6	60.0

(3) 改良梅酒瓶試験の結果

改良梅酒瓶と二重ハウスの発根調査結果を表－8に示す。改良梅酒瓶試験においては、割れ石作1、Y3で50%を超える発根率が見られた(図－8)。

表－8 改良梅酒瓶試験の発根調査結果

挿し木日	個体No.	改良梅酒瓶			二重ハウス		
		全数	発根数	発根率%	全数	発根数	発根率%
2018/5/31	割石作1	12	9	75.0	12	3	25.0
2018/5/30	Y3	12	6	50.0	12	12	100.0
2018/5/30	Y5	12	1	8.3	12	12	100.0
2018/6/26	割石作1	12	6	50.0	12	7	58.3
2018/7/4	Y3	12	6	50.0	12	0	-
2018/7/4	Y5	12	1	8.3	12	7	58.3



図－8 挿し木試験の発根状況

IV おわりに

接ぎ木試験では休眠枝の時期の割接ぎで80%の活着率を得た。

挿し木試験では、管理方法として食器カゴ、梅酒瓶、改良梅酒瓶の3種類を従来の管理方法である二重ハウスと挿し木発根率を比較したが、食器カゴ、梅酒瓶は二重ハウスに劣る発根率であったが、梅酒瓶の底に穴を開け蓋をしないで管理することにより(改良梅酒

瓶)、発根率を改善することができた。ただし、時期別、系統別に挿し木発根率にばらつきが大きかったため、系統毎に母樹の生育状況と穂木の状態が異なり挿し木の適期が違うことが考えられた。

V 引用文献

- 1) 長谷川孝則 (2014) ナツハゼのさし木増殖技術と加工用優良品種の選抜. 福島県林業研究センター研究報告 47 : 1 -19.
- 2) 関澤春仁、野上紀恵、河野圭助. ”ベリー類のアントシアニン含量の比較” 農研機構.
<http://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/to-noken/DB/DATA/060/060-225.pdf> (参照 2018_6_10).
- 3) 関澤春仁、山下真司、後藤裕子 (2009) 県産果実 (ベリー類) を利活用した機能性食品の開発. 福島・山形・新潟三県共同研究開発事業報告書 : 2 -10

研究資料

タケの放射性物質汚染実態の把握と低減化技術の開発

齋藤 諒次* 小川 秀樹** 武井 利之***

目 次

要 旨	
I はじめに	30
II 竹林施業とタケノコの放射性 Cs 濃度の低減効果	30
1 試験方法	
2 結果および考察	
III 竹林内の放射性 Cs 分布調査	33
1 試験方法	
2 結果および考察	
IV おわりに	36
V 引用文献	37

要 旨

2011年12月に相馬市のモウソウチク林内で試験区を設定し、毎春にタケノコを採取し¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度を調査した。その結果、落葉除去、抜き切り及びカリウム散布を行った試験区は無施業区よりも¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度が低くなる傾向が2013年から2016年にかけて見られた。次に、竹林のタケノコ等の汚染のばらつきを確認するため、土壌の汚染度が不均一な福島市のモウソウチク竹林内でタケ各部位（タケノコ、葉及び枝）の¹³⁷Cs濃度の分布を調査した。タケ各部位の¹³⁷Cs濃度分布はいずれも竹林内で不均一で、採取位置の土壌の¹³⁷Cs濃度と特定の関連性は認められなかった

キーワード：タケノコ Cs 竹林施業 カリ散布 落葉除去

受付日 令和元年8月23日

受理日 令和元年11月11日

課題名 タケ類の放射性物質移行実態の把握と低減化技術の開発

(県単課題 平成26年～平成29年度)

*：現南会津農林事務所 **：現福島県農業振興課 ***：現福島県立会津大学短期大学部

I はじめに

2011年東北地方太平洋沖地震に伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故により放射性物質が広範囲に飛散し、多くの農林水産物が被害を受けた。そのうちタケノコは原発事故から8年経過後も、22の市町村で出荷制限、5町村で出荷自粛されている¹⁾。

タケノコの放射性Csによる汚染を防ぐためには、放射性Csの侵入経路を明らかにし、効果的な対策を実施する必要がある。武井は竹林内の放射性Csは落葉層及び土壌表層に高濃度で存在し、タケノコにも放射性Csが含まれていることを明らかにしている²⁾。また、原発事故時にはタケノコは地上に現れていなかったことから、タケノコ地上部の表面から吸収された放射性Csが地下茎をとおしてタケノコへ転流したこと、土壌中の放射性Csをタケノコの根が吸収したことの2点がタケノコへの汚染経路として考えられた。

武井は落葉層の除去や強度の抜き切りによるタケノコへ移動する可能性のある放射性Csを物理的に排除する施業と、根からの吸収においてセシウムと拮抗することが期待されるカリウムを散布する施業を実施し、タケノコの放射性Cs濃度の低減効果を調査した。その結果、落葉除去、抜き切り及びカリウム散布をした試験区は無施業の試験区よりも有意にタケノコの放射性Cs濃度が低くなり、施業によりタケノコの放射性Cs濃度が低減できる可能性がみられた²⁾。

今回の報告はその続報として、施業後のタケノコの放射性Cs濃度の推移を追うとともに、さらに抜き切り及びカリウム散布を実施し、それぞれの施業のタケノコの放射性Cs濃度低減効果を調査した。

また、同一竹林内におけるタケノコの放射性Cs濃度のばらつきについては明らかになっていない。そこで、各種研究やモニタリング等の基礎情報として、竹林内におけるタケノコ各部位（タケノコ、葉及び枝）の放射性Cs濃度のばらつきと部位間の関連性について調査を行った。さらに、放射性Csは土壌表層に高濃度で存在しており、タケノコに経根吸収されている可能性のあることから、タケノコと土壌の放射性Cs濃度の関係を調査した。

II 竹林施業とタケノコの放射性Cs濃度の低減効果

竹林施業によってタケノコの¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度を低減できるか調査を行った。2011年12月に相馬市内のモウソウチク林内に試験区を設定し、落葉除去及び抜き切りの施業と落葉除去、抜き切り及びカリウム散布の施業を行い、調査を続けてきた。前報では2012年に採取したタケノコの¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度は施業による低減効果が見られず、2013年に採取したタケノコの¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度は無施業区と比較して施業を行った区で低くなる結果だった²⁾。今回は施業後のタケノコの¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度の推移について調査を行った。

1 試験方法

(1) 試験地の設定

試験は相馬市のモウソウチク林内で実施した。試験地は福島第一原発から北北西に約40kmの距離に位置し、 $^{134+137}\text{Cs}$ の土壌への沈着量は $100\sim 300\text{kBq/m}^2$ であった³⁾。2011年12月に半径10mの円形のプロットを設定し、根切りによって試験区間を分断して、約1aの試験区を3つ作成した。作成した試験区をそれぞれ試験区A、B、Cとした。試験区の模式図を図-1に示す。

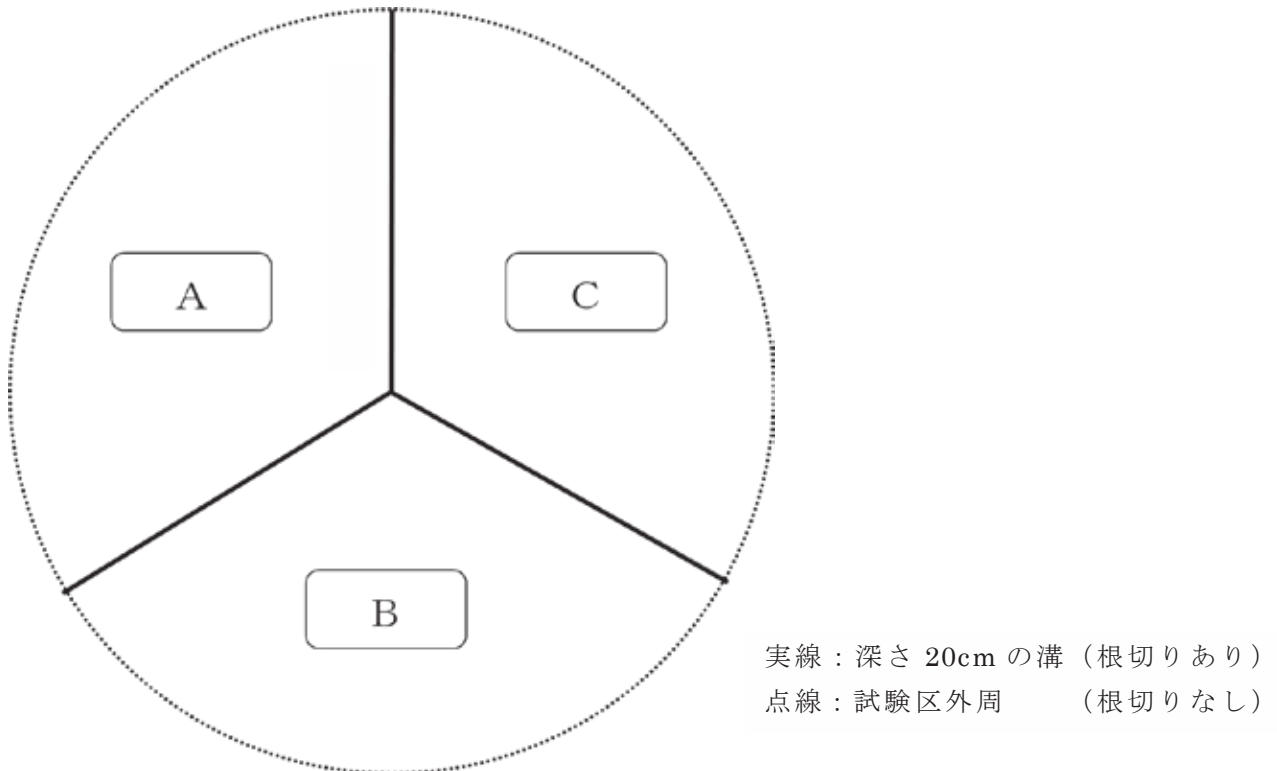


図-1 試験区の模式図（2011年12月設定）

(2) 試験地の施業

各試験区の施業内容を表-1に示す。試験区Aにおいては2011年12月に落葉層を試験区外へ掻き出した後に、タケ成木の70%を抜き切りで除去し、成立本数を36本/aとした。試験区Bにおいては同時期に試験区Aと同様の施業をした後、ケイ酸カリウム肥料20kgを均一に散布した。試験区Cは施業を行わず無施業区とした。なお、試験区Aにおいては落葉除去を、試験区Bにおいては落葉除去とカリウム散布を2012年12月、2013年12月に繰り返し実施した。

表-1 各試験区の施業歴

	2011年 12月	2012年 12月	2013年 12月	備考
試験区A	落葉除去 抜き切り	落葉除去	落葉除去	
試験区B	落葉除去 抜き切り K施用(※1)	落葉除去 K施用(※1)	落葉除去 K施用(※1)	※1 ケイ酸カリウム 20kg/a散布
試験区C				無施業

(3) サンプルの採取

タケノコは2013年から2016年まで、毎年4、5月に各試験区から3～5本ずつ無作為に採取した。土壌は2016年12月に475cc土壌円筒を用いて0～5cm層を各試験区から採取した。採取地点は円の中心を通り各試験区を二等分する線上の、円の中心からの距離が2.5m、5m、7.5mの3カ所とした。

(4) 測定試料の調製

タケノコは剥皮後、食用に用いられる部分（以下、可食部）を試料とした。測定に用いたタケノコの部位について図-2に示す。可食部を包丁で5mm角程度まで刻み、U8型容器に充填し測定試料とした。土壌は、それぞれのサンプルを室内で風乾させた後、2mmメッシュのふるいでふるった。その後105℃下で24時間乾燥させ、U8型容器に充填し測定試料とした。

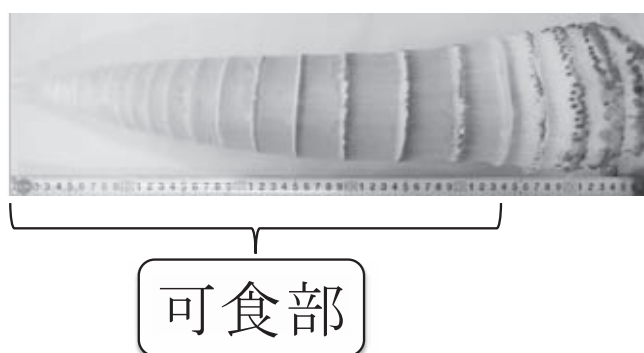


図-2 タケノコの測定部位

(5) 放射性Cs濃度の測定

調製したタケノコ及び土壌はゲルマニウム半導体検出器を用いて ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度を6,000秒で測定した。

2 結果及び考察

(1) タケノコの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度の試験区間の比較

2013年から2016年まで各試験区で毎年採取し測定したタケノコの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を図-3に示す。結果として落葉除去、抜き切りを行った試験区Aと落葉除去、抜き切り及びカリウム散布を行った試験区Bは無施業の試験区Cより2013年から2016年にかけてタケノコの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度が低い傾向が続いた。試験区Bについては2015年から2016年にかけて有意に低かった。なお、参考として減衰補正後のグラフを図-4に示す。測定データは2011年3月15日時点に減衰補正している。減衰補正は、 ^{137}Cs の半減期は30.1671年、 ^{134}Cs の半減期は2.0648年として $N_a=N_b(1/2)^{((t_a-t_b)/T)}$ の式で算出している。

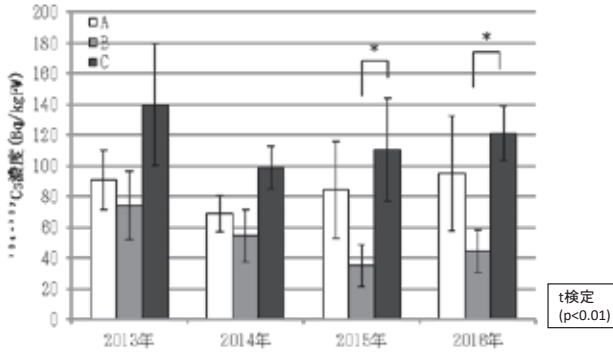


図-3 タケノコの平均 $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度

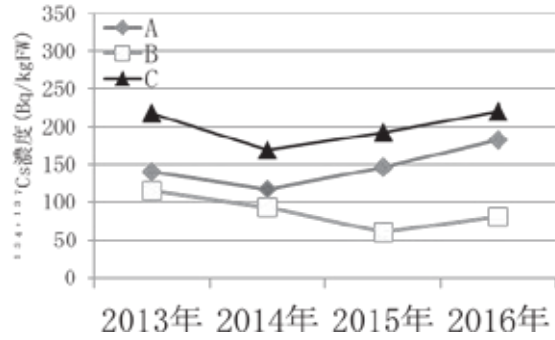


図-4 タケノコの平均 $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度 (減衰補正後)

Ⅲ 竹林内の放射性 Cs 分布調査

竹林内でタケ各部位（タケノコ、葉及び枝）の ^{137}Cs 濃度がどのように分布しているのかを明らかにするため調査を行った。また、タケノコの ^{137}Cs 汚染の主な原因が土壌によるものかどうか明らかにするために、土壌の ^{137}Cs 濃度とタケノコの ^{137}Cs 濃度の関係を調査した。

1 試験方法

(1) 試験地の設定

試験は福島市のモウソウチク林で実施した。この試験地は、南北方向に長さ約 50m、東西方向に幅 5~10m で広がる細長い竹林で、空間線量率 $0.82 \mu\text{Sv/h}$ 、汚染面密度 117.9kBq/m^2 である (図-5)。この試験地は 2013 年に北端から約 10m の範囲で落葉除去が行われ、南端から約 5m の範囲を 2014 年まで住宅や水路を自主除染した物質の仮置き場として利用してきたことから、竹林内で汚染度合いが異なる場所が存在する。そのような経緯から、落葉除去を行った区域を落葉層除去区域、汚染度合いの高い区域を汚染区域、その間を無処理区域と設定した。

2015 年 5 月に南端を起点として北側に向けて 2m おきに測点を設定し、空間線量率を地上高 10cm 及び 1m で測定した。さらに、2016 年 4 月に根切りを行い、汚染区域と無処理区域の間を分断した。試験区の模式図を図-6 に示す。



図-5 福島試験地

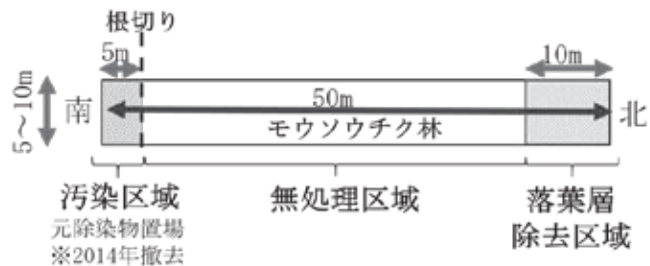


図-6 福島試験地の模式図

(2) サンプルの採取

タケノコは、2015 年 5 月に 13 本、2016 年 4、5 月に 23 本、2017 年 4 月に 16 本採取した。タケの葉と枝は、2015 年 5 月、2016 年 4 月に地上高約 1m にある枝を葉がつ

いたまま採取した。2015年には26サンプル、2016年には17サンプル採取した。土壌は、2016年4月に南端から2m地点、28m地点、46m地点で、土壌サンプラーを用いて30cm深さまで採取した。また、2～4mおき16地点から、おおむね0～5cm層の土壌をU8型容器を用いて採取した。

(3) 測定試料の調製

タケノコは剥皮後、食用に用いられる部分（可食部）を試料とした。可食部を包丁で5mm角程度まで刻み、U8型容器に充填し¹³⁷Cs濃度測定試料とした。葉のついた枝は葉と枝に分け、それぞれ室内で風乾させた後、5mm以下に粉碎した。その後105℃下で24時間乾燥させ、U8型容器に充填し¹³⁷Cs濃度測定試料とした。土壌については、土壌サンプラーで30cm深さまで採取したのものについては5cm毎に切り分けた。これら及びU8容器を用いて採取した土壌サンプルは、室内で風乾させた後、2mmメッシュのふるいでふるった。その後105℃下で24時間乾燥させ、U8型容器に充填し¹³⁷Cs測定試料とした。

(4) 放射性Cs濃度の測定

調製したタケノコ、葉、枝及び土壌はゲルマニウム半導体検出器を用いて¹³⁴Cs、¹³⁷Cs濃度を6,000～43,200秒で測定した。

2 結果及び考察

(1) 空間線量率と土壌の¹³⁷Cs濃度分布

空間線量率と土壌の¹³⁷Cs濃度分布を図-7に示す。空間線量率は汚染区域で高くなり、それ以外はおおむね一定となる結果だった。

(2) 土壌の深度別の¹³⁷Cs濃度

土壌の深度別の¹³⁷Cs濃度を図-8に示す。各地点とも0～5cm層の値が最も高かった。土壌断面を図-9に示す。地下茎は深さ7cm程度にあった。タケの根は地下茎から上下方向に伸びており¹³⁷Cs濃度の高い地表0～10cm付近に根の分布が集中していることが、タケノコの¹³⁷Cs吸収に影響を与えていることが考えられた。

(3) タケ各部位の¹³⁷Cs濃度

タケノコの¹³⁷Cs濃度を図-10に示す。タケノコの¹³⁷Cs濃度は2015年、2016年共に汚染区域で高くなり、汚染区域よりも無処理区域の25～35m地点で高くなる結果であり、土壌の¹³⁷Cs濃度と傾向が異なっていた。タケの葉、枝の¹³⁷Cs濃度を図-11に示す。タケの葉については、2015年に比べ2016年で¹³⁷Cs濃度が低くなる傾向がみられた。タケの枝の¹³⁷Cs濃度を図-12に示す。タケの枝については、葉と同様に2015年に比べ2016年で¹³⁷Cs濃度が低くなる傾向がみられた。タケ各部位はいずれも汚染区域で特に高いという傾向は見られなかった。

(4) まとめ

タケ各部位ともに¹³⁷Cs濃度の分布は竹林内で不均一であることがわかった。

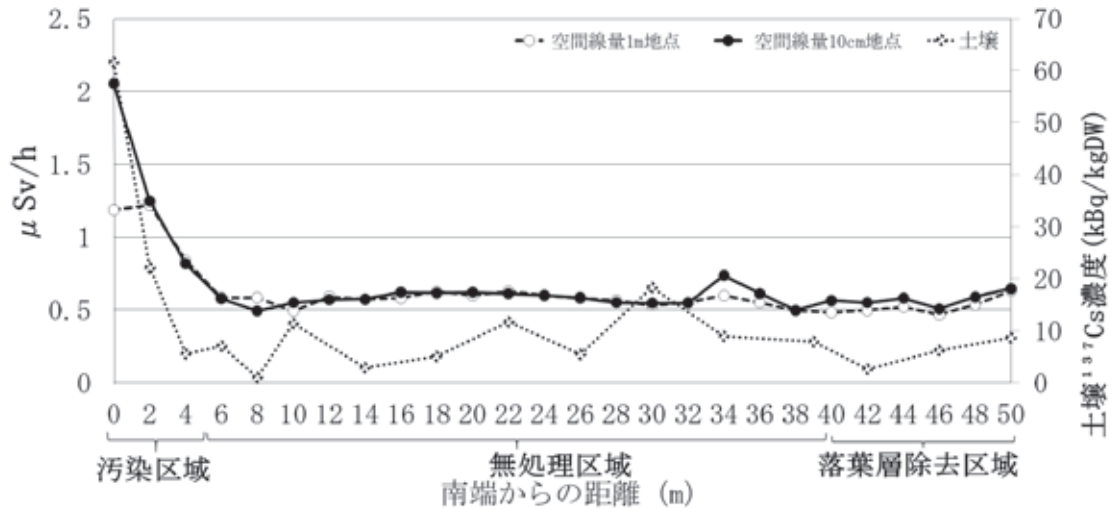


図-7 空間線量率と土壌表層の ^{137}Cs 濃度分布

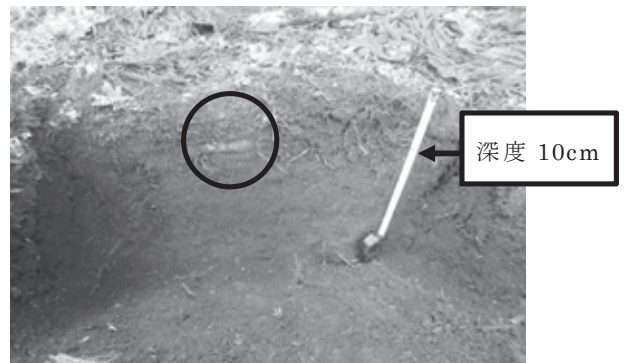
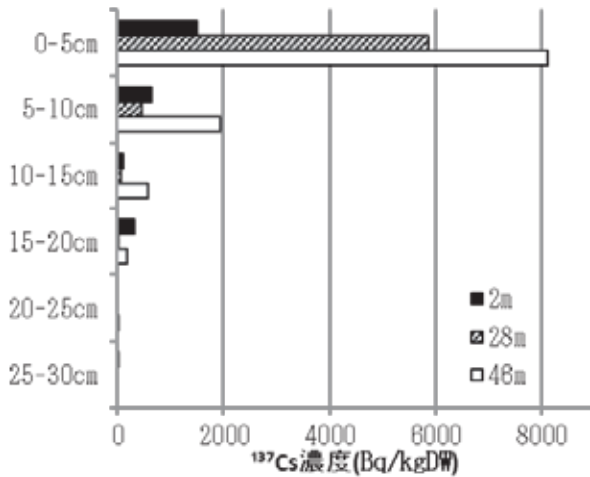


図-8 南端からの距離 2、28、46m 地点における 図-9 土壌断面
土壌深度 30cm までの ^{137}Cs 濃度分布

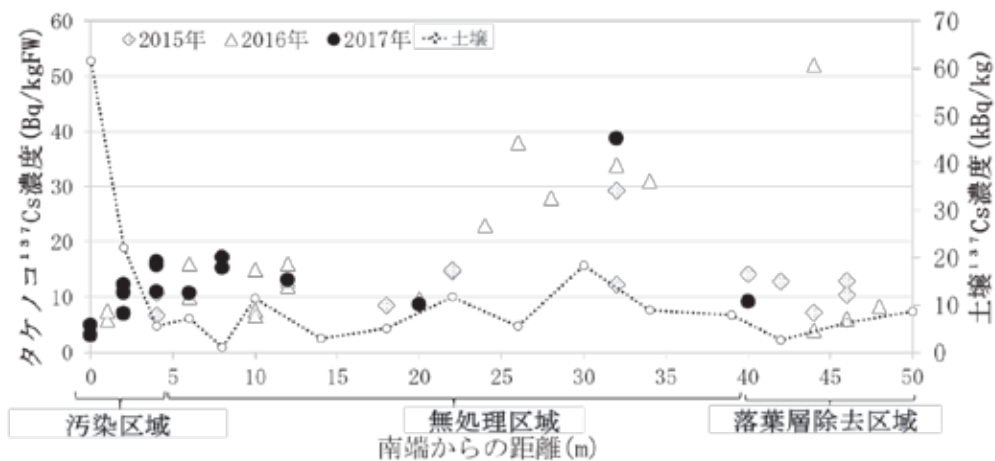


図-10 タケノコの ^{137}Cs 濃度分布

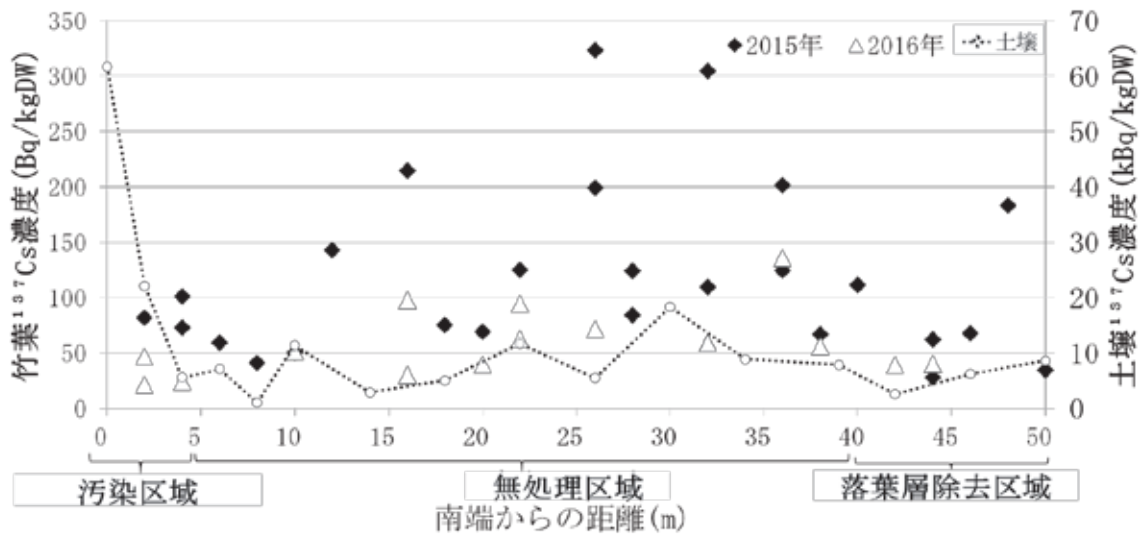


図-11 タケの葉の ^{137}Cs 濃度分布

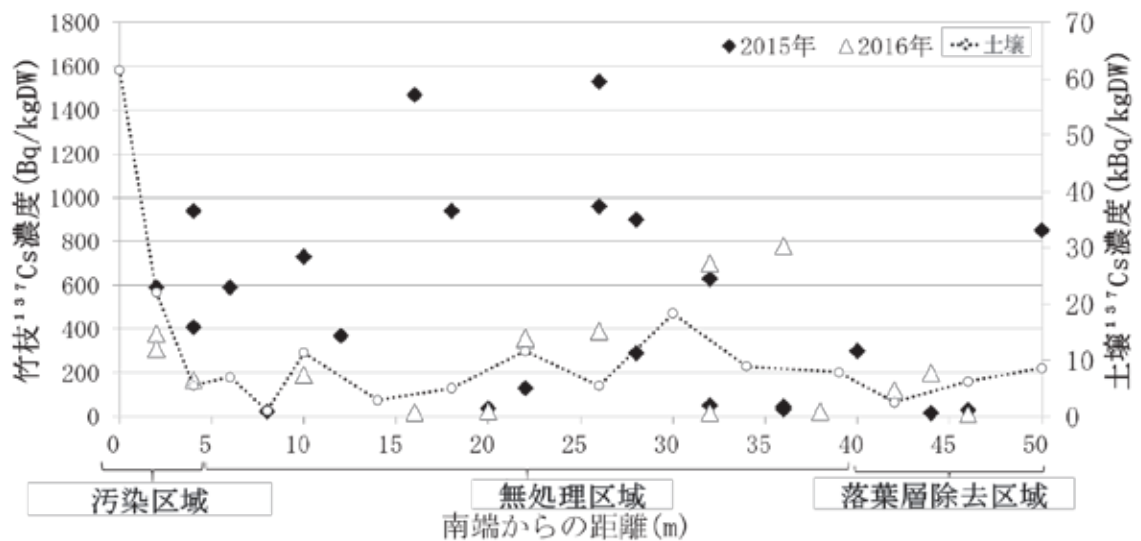


図-12 タケの枝の ^{137}Cs 濃度分布

IV おわりに

竹林内で施業を行い、タケノコの $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度低減効果を調査したところ、落葉除去、抜き切り及びカリウム散布からなる施業を行った試験区で無施業の試験区より優位に低い結果が続いた。土壌の汚染度の異なる区域が存在する同一竹林内でタケ各部位（タケノコ・葉・枝）の ^{137}Cs 濃度分布を調査したが、いずれも竹林内で不均一で特定の関連性は認められなかった。

V 引用文献

- 1) 福島県. きのこと、山菜類のモニタリングと出荷制限品目・市町村について,
<http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055c/ringyo-monitoring.html> , (参照
2019.8.1)
- 2) 原子力規制委員会. 第1次航空機モニタリング測定,
https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/4000/3710/24/1305820_20110506.pdf ,
(参照 2019.8.1)
- 3) 武井利之・伊藤正一・阿部正久・熊田淳 (2014) 竹林の施業がタケノコの放射性セシウム濃度に及ぼす効果. 福島県林業研究センター研究報告 第47号 : 79-85

研究資料

森林除染に資するための木本種への放射性物質の移行係数把握

福山 文子*、竹中 千里**

目 次

要 旨	
I はじめに	40
II 調査方法	40
III 結果	41
IV 考察	44
V おわりに	45
VI 引用文献	45

要 旨

放射性物質に汚染された森林土壌の樹木植栽による長期的な浄化、ファイトレメディエーションを行う際、その除染効率を高めるために樹木への放射性物質の吸収移行の程度を苗畑および林地で移行係数を用いて評価した。供試した樹種はスギ、アカマツ、コナラおよびコシアブラの4種である。林地の放射性物質の移行係数は苗畑より高く、樹種別ではコシアブラが最も高く、ついでコナラ、アカマツであり、スギは最も低かった。これら4種の地上部バイオマス量が大きく異なったので、植栽木へ移行される放射性物質の量を考慮してバイオマス量当たりの移行係数を算出したところ、4樹種間に統計的有意差は認められなかった。

キーワード： 移行係数、ファイトレメディエーション、バイオマス

受付日 令和元年8月30日

受理日 令和元年10月28日

*現福島県農林水産部森林保全課、**名古屋大学大学院生命農学研究科

課題名 森林除染に資するための木本種への放射性物質の移行係数把握

(県単課題 平成26～29年度)

I はじめに

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震に起因する津波により東京電力福島第一原子力発電所事故が発生した。この事故により大量の放射性セシウムが広範囲にわたり拡散し、福島県内の森林も汚染された。森林に沈着した放射性セシウムは、事故後、リター層や表層土壌に多く確認されたが⁵⁾、森林からの流出は少ないことが報告されており²⁾、長期間にわたり森林内に放射性セシウムが残存すると考えられる。

汚染された森林土壌に対しては樹木を植栽し、長期間をかけて土中の放射性セシウムを吸収させて浄化する方法、ファイトレメディエーションが提案されている。しかしながら、樹種による吸収能力の違いなど解明すべき点が多々残されている。そこで、本研究では、福島県内の苗畑および林地に放射性セシウムに汚染されていない苗木（無汚染苗木）を植栽し、放射性セシウムの苗木への移行の程度を移行係数とバイオマス量を用いて4種の樹木で比較検討した。これらの結果から土壌除染能力の高い樹種について考察した。

II 調査方法

福島県郡山市の福島県林業研究センター内の苗畑と福島県伊達郡川俣町の落葉広葉樹林の林地において、福島県外産の無汚染苗木を用いて調査を実施した。

苗畑では、機械で深さ20cmまで耕耘した箇所と耕耘していない箇所に分け、それぞれの箇所にスギ（耕耘区；8本、非耕耘区；8本）、アカマツ（耕耘区；8本、非耕耘区；8本）、コナラ（耕耘区；12本、非耕耘区；8本）、コシアブラ（耕耘区；8本、非耕耘区；8本）を植栽した。スギとアカマツは2012年4月に、コナラとコシアブラは2013年4月に植栽した。林地には、苗畑と同様の樹種を用い、スギ（15本）、アカマツ（15本）、コナラ（15本）、コシアブラ（20本）を植栽した。いずれの樹種も2015年11月に植栽したが、スギおよびアカマツについては、冬期に野生動物による食害が発生したため、2016年4月にそれぞれ、15本ずつ補植した。

土壌から植物への¹³⁷Csの移行を把握するために、土壌円筒を用いて表層0～5cmの土壌を採取した。苗畑の耕耘区で10箇所、非耕耘区で8箇所、林地では各植栽木の地際周辺の3か所から土壌サンプルを採取した。これらの土壌サンプルを風乾させた後、2mmメッシュのふるいにかけて、105℃で24時間以上乾燥させた。また、植栽木については苗畑で2016年9月、林地では2017年9月に地上部を採取し、サンプルに付着した埃などをブラシで軽く落とした後、葉、枝、樹皮、材に分け、それぞれを粉碎後、80℃で24時間以上乾燥させ、乾燥重を計測した。

乾燥させた土壌および植栽木の各サンプルはU8容器に密閉し、ゲルマニウム半導体検出器を用いて¹³⁷Cs濃度を求めた。なお、¹³⁷Cs濃度は採取した日に減衰補正した。

土壌から植物への¹³⁷Csの移行係数を求める場合、通常は土壌の重量あたりの¹³⁷Cs濃度が用いられている。しかし、森林土壌においては、土壌中の粒子の密度や根の分布等が畑と比べて不均一であるため、単位面積あたりの濃度を用いて算出する移行係数が提案されている⁴⁾⁶⁾。本研究では、林地植栽試験を含むため、後者を用いた。

$$\text{移行係数 (m}^2/\text{kg)} = \text{植物体の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/kg)} / \text{土壌の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/m}^2\text{)}$$

バイオマス量の異なる樹種間での移行係数の比較にあたっては、まず部位別に計測した

^{137}Cs 濃度に各部位のバイオマス量を乗じて、その合計値で地上部の ^{137}Cs 総量を求め、この総量を全バイオマス量で割ることにより地上部全体の ^{137}Cs 濃度を算出した。得られた ^{137}Cs 濃度と土壌の ^{137}Cs 濃度の比を求め地上部移行係数とした。

$$\text{地上部移行係数 (m}^2\text{/kg)} \\ = [\Sigma (\text{各部位の } ^{137}\text{Cs 濃度} \times \text{各部位のバイオマス量}) / \text{全バイオマス量}] / \text{土壌の } ^{137}\text{Cs 濃度}$$

III 結果

表－1には苗畑と林地試験区の土壌における ^{137}Cs 濃度を示す。林地は苗畑に比べはるかに高い ^{137}Cs 濃度であった。苗畑では耕耘区と非耕耘区で異なり、非耕耘区はおよそ2倍の ^{137}Cs 濃度であった。

表－1 苗畑と林地における土壌（表層0～5cm）の ^{137}Cs 濃度

	苗畑（耕耘）	苗畑（非耕耘）	林地
土壌の ^{137}Cs 濃度 (Bq / m ²)	44,047	89,441	179,847

各試験地における移行係数を表－2に示す。生育期間は苗畑のスギとアカマツでは4年、苗畑のコナラとコシアブラでは3年、林地では4樹種とも2年である。 ^{137}Cs 濃度が苗畑の耕耘区では101サンプル中41サンプル、非耕耘区では86サンプル中38サンプルと大部分が検出下限値以下（10Bq/kg以下）を示し、これらは移行係数算出では除外した。なお、林地のサンプルはすべて検出下限値を上回っていた。

表－2で植栽木すべての平均値を算出し、試験区、部位別に移行係数を比較すると、苗畑では耕耘区、非耕耘区ともに樹皮が最も高く、枝あるいは材が最も低い数値を示し、耕耘の有無の差は顕著ではなかった。一方、林地では葉が0.0062と最も高く、材が0.0014と最低値を示した。苗畑と林地を比較すると、苗畑の移行係数は、小数点第4位から第5位の値を示しているが、林地では生育期間が苗畑よりも短いにも関わらず、いずれの部位でも小数点第3位の値を示した。

表－2 苗畑と林地の部位別移行係数 (m²/kg)

	葉	枝	樹皮	材
苗畑（耕耘区）	0.00022	0.00017	0.00029	0.00019
苗畑（非耕耘区）	0.00022	0.00007	0.00058	0.00006
林地	0.0062	0.0030	0.0052	0.0014

苗畑では検出下限値以下のサンプルが多かったので、地上部移行係数の樹種間比較は林地のみで行うこととした。

図－1に示すように、林地の樹種別地上部移行係数はコシアブラが最も高く、ついでコナラ、アカマツで、スギが最も低かった。これら樹種間の差異についてクラスカルウォリ

ス検定を行ったところ、スギとコナラおよびコシアブラの差は5%水準で有意であった。

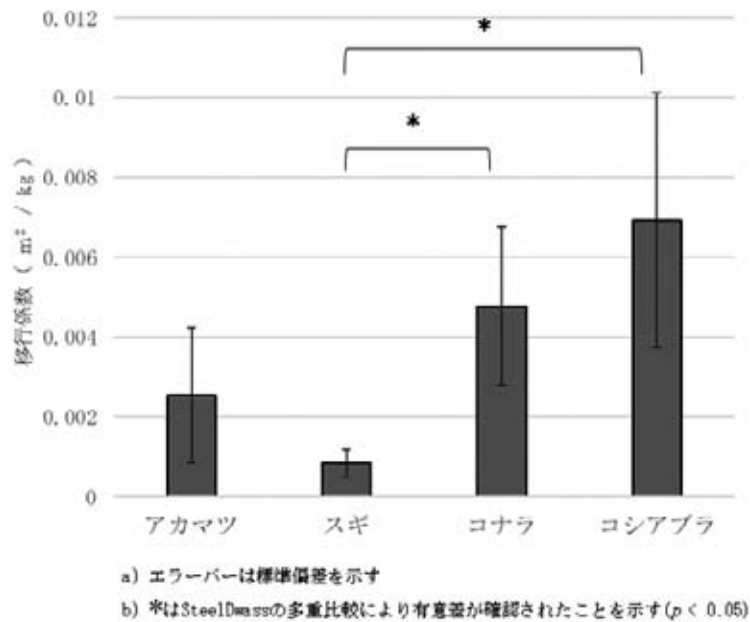


図-1 林地の樹種別地上部移行係数

図-2には林地の樹種別バイオマス量を示した。スギが最大で、コナラ、アカマツ、コシアブラの順で小さくなった。スギとコシアブラの差異は5%水準で有意であった。

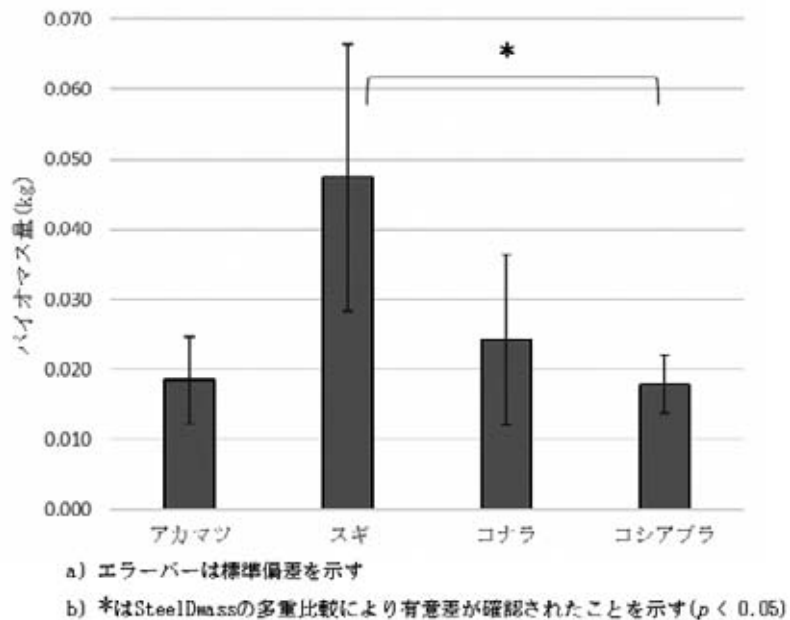
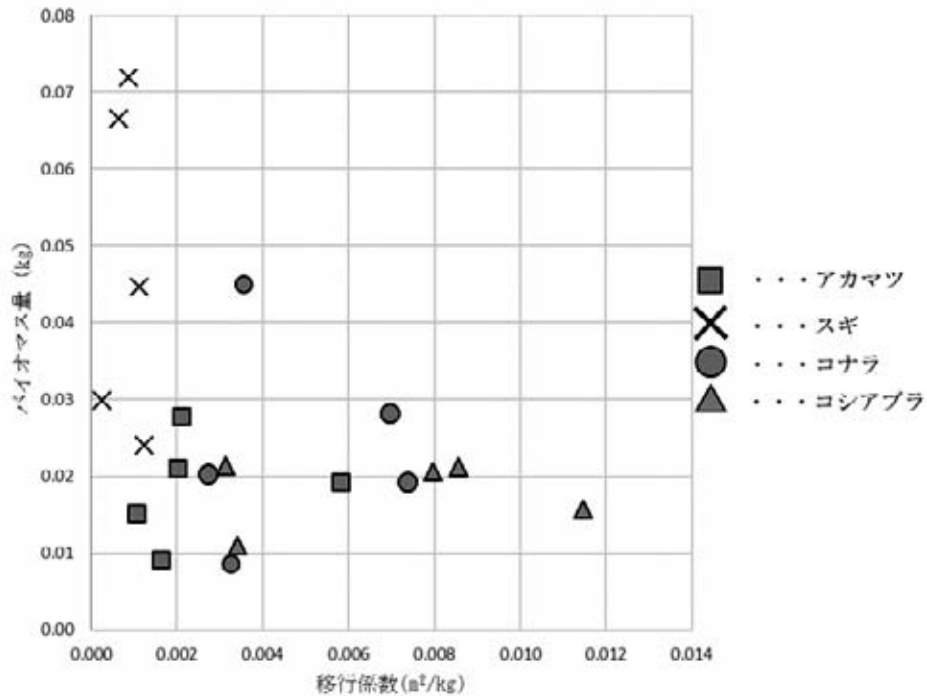


図-2 林地の樹種別バイオマス量

地上部のバイオマス量にかなりの差異がみられたので、地上部移行係数とバイオマス量との関係を図-3に示した。最大のバイオマス量を示したスギは、バイオマス量のばらつきは大きいですが、地上部移行係数は低い数値に収れんしていた。一方、コシアブラはバイオ

マス量のばらつきは小さいが、地上部移行係数に大きなばらつきがみられた。アカマツ、コナラはほぼ中間の散布を示した。地上部移行係数とバイオマス量との間には明瞭な関係は認められず、移行係数が高くバイオマス量の大きな樹種は本研究では確認できなかった。



図一3 地上部のバイオマス量と地上部移行係数との関係

地上部移行係数とバイオマスとの間に明瞭な関係は認められなかったが、バイオマス量に大きな樹種間差異があったので、¹³⁷Csの植物への吸収を樹種間で直接比較するために以下の式に示すように各樹種のバイオマス量で補正を行い、結果を図一4に示した。

補正移行係数＝

$$\text{植物体の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/kg)} \times \text{バイオマス量 (kg)} / \text{土壌の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/m}^2\text{)}$$

補正移行係数はコシアブラが最も高く、コナラ、アカマツ、スギの順で低くなった。しかしながら、これら樹種間の差異は有意とはならなかった。

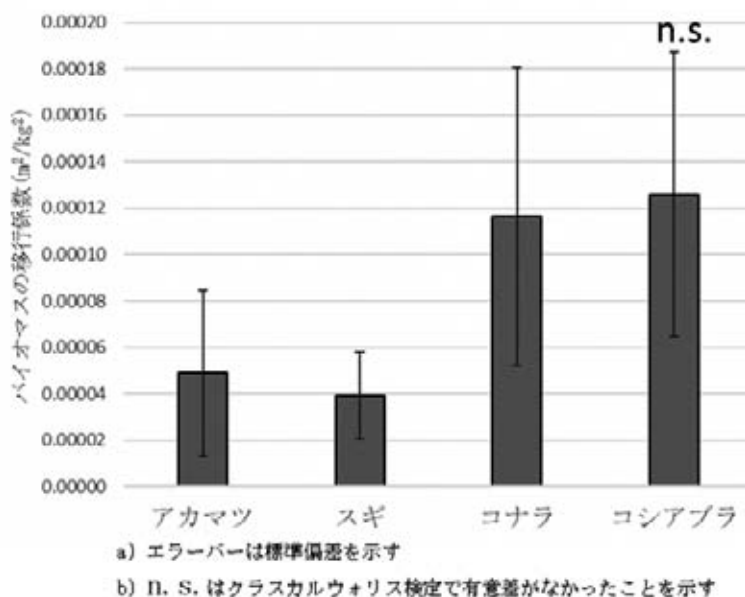


図-4 林地の樹種別総 ^{137}Cs 量に対して補正した移行係数

IV 考察

苗畑と林地の表層 5 cm の土壌の ^{137}Cs 濃度を測定したところ、苗畑に比べ林地できわめて高い数値が得られた。苗畑では耕耘区が非耕耘区に比べ ^{137}Cs 濃度が低かったが、これは耕耘による土壌の反転や構造の差異によると考えられた。苗畑と林地に無汚染苗木を植栽し、それぞれの移行係数を算出したところ、生育期間が短いにも関わらず林地の方が移行係数は高かった。

林地での移行係数は、スギが低く、コナラ及びコシアブラが高かった。野生のコシアブラにおける ^{137}Cs の移行係数は他樹種よりも高いことが報告されており³⁾⁴⁾、コシアブラの根の分布や根に共生している内生菌根菌によって、種特異的な ^{137}Cs 集積が起こっている可能性が指摘されている³⁾⁴⁾。また、樹木における根からの ^{137}Cs 吸収の違いは樹種に依存するとされている¹⁾。本研究でも樹種の違いを明らかにしたが、地上部のみでの分析であり、植栽後の年数も4年以下と短いため、地下部も含めた今後の継続調査が必要と思われた。

汚染された森林土壌の浄化にあたっては、植栽木の ^{137}Cs 吸収の絶対量の多いことが望まれ、かつ後処理を考慮するとバイオマス量は少ないことが望ましい。地上部バイオマス量と移行係数との関連をみたところ(図-3)、コシアブラはバイオマス量が少ないが高い移行係数を示した。本研究ではコシアブラの活着率が林地で25%と低く、ファイトレメディエーションの素材として用いる場合には活着率向上の技術検討が必要である。さらに、 ^{137}Cs 吸収量を樹種間で比較するために、バイオマス量で補正した移行係数を算出したところ、コシアブラが最大でスギが最小であったが(図-4)、統計的有意差は見出すことはできなかった。今回の試験では移行係数とバイオマス量を用いて検討したが、より効率的なファイトレメディエーションを行うには、植栽木の成長速度も重要と思われ、これらの要因を組み入れた研究が今後必要と考えられる。

V おわりに

後処理を考慮したファイトレメディエーションを行うとすると、移行係数が高く、バイオマス量の少ない樹種が望ましい。コシアブラを含め、さらに効率の良い樹種の探索が必要である。さらに、除染を効率よく行うためには、植栽後どの時期に除去するのが適切か、も課題として残る。これらの課題解決のためには、除染地域の環境も考慮した植栽木の探索選定、根系も含めた成長解析が重要と考える。

VI 引用文献

- 1) Calmon, P., Y. Thiry, G. Zibold et al. (2009) Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 : 757-766.
- 2) 飯島和毅 (2015) 森林から河川水系を移動する放射性セシウムの環境動態研究の現状. *地球化学*. 49 : 203-215.
- 3) 村松康行・杉山翠・大野剛ら (2014) 林産物への放射性セシウムの移行について (2. 吸収メカニズムと吸収抑制対策、〈特集〉放射性土壌汚染対策. *日本土壌肥科学雑誌* 85 (2) : 117-120.
- 4) Sugiura, Y., M. Shibata, Y. Ogata et al. (2016) Evaluation of radiocesium concentrations in new leaves of wild plants two years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accidents. *Journal of Environmental Radioactivity* 160 : 8-24.
- 5) Takahashi, J., K. Tamura, T. Suda et al. (2015) Vertical distribution and temporal changes of ¹³⁷Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 139 : 351-361.
- 6) 山口紀子・高田裕介・林健太郎ら (2012) 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. *農業環境技術研究所報告*. 31 : 75-129.

福島県林業研究センター研究報告 第52号

令和2年1月31日発行

編集発行者 **福島県林業研究センター**
福島県郡山市安積町成田字西島坂1
〒963-0112 TEL(024)945-2160(代)
FAX(024)945-2147
URL : <http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/37370a/>
E-mail : forestry.rc@pref.fukushima.lg.jp

印刷所 **陽光社印刷株式会社**
福島県福島市南矢野目字萩ノ目裏1-1
〒960-0112 TEL(024)553-4600(代)
FAX(024)554-4420

