

課題 48 「人工林化された溪畔林の再生手法の開発」

(平成 27 年度完了報告)

九州森林管理局森林技術・支援センター ・ 宮崎大学

1.背景および目的

本課題では、九州の暖温帯の山地溪流を対象に、人工林化された溪畔林の再生において天然力を最大限に発揮させるための林型誘導技術を開発し、さらに、溪畔樹種の初期更新動態をモニタリングすることにより、更新完了基準策定のための基礎情報ならびに溪畔林再生に伴う動植物種の多様性の回復に関する知見を得ることを目的とする。

2.試験設定の概要

2.1.場所

宮崎県宮崎市高岡町の宮崎森林管理署管内去川国有林258ろは林小班である。大淀川水系境川支流(杉の本谷)に位置し、流下区間500mの溪畔(試験地上流端の集水面積:124ha)である。

2.2.地況・林況

標高180-210m、段丘や沖積錐などの微地形がモザイク状に分布する暖温帯溪畔域である(図2.1)。試験設定前の林況は40-50年生スギ・ヒノキ人工林、一部流路沿いにケヤキ、ミズキ、エゴノキおよびヤマグワなどの主に落葉広葉樹が点在する。

2.3.試験期間

当初設定:平成21年度～平成30年度、変更後:平成21年度～平成27年度

2.4.試験方法

①試験設定:溪畔域針葉樹人工林における異なる強度(伐採率)の部分伐採(図2.1)

- a. 小面積皆伐区(伐採率100%)
- b. 単木強度伐採区(伐採率70%)
- c. 単木弱度伐採区(伐採率30%)
- d. 無処理区(伐採率0%)

②事前調査、伐採方法、集材方法、その他の処置

- ・平成21年4月-9月に事前調査(立木調査、広葉樹母樹分布、下層植生、水生昆虫等)
- ・平成21年10月に上木伐採(林内の広葉樹は可能な限り保残、一部溪流を横断して集材、その後、伐採時に発生し溪流内にあった末木枝条を搬出)、シカ防護ネット設置

③試験地管理

- ・台風時・増水時のシカ柵損傷によるシカの侵入があり一部の更新木の食害が発生したため、平成 23 年度より試験地内に調査ブロックを設定し、シカ防護ネットを 2 重に設置

3.調査項目

(1)広葉樹更新調査

- ・天然更新
- ・播種実験

(2)種子散布調査

- ・落下種子
- ・堅果二次散布

(3)下層植生調査

(4)地表環境調査

(5)動物相調査

- ・水生昆虫
- ・落下昆虫
- ・鳥類
- ・徘徊性土壌動物

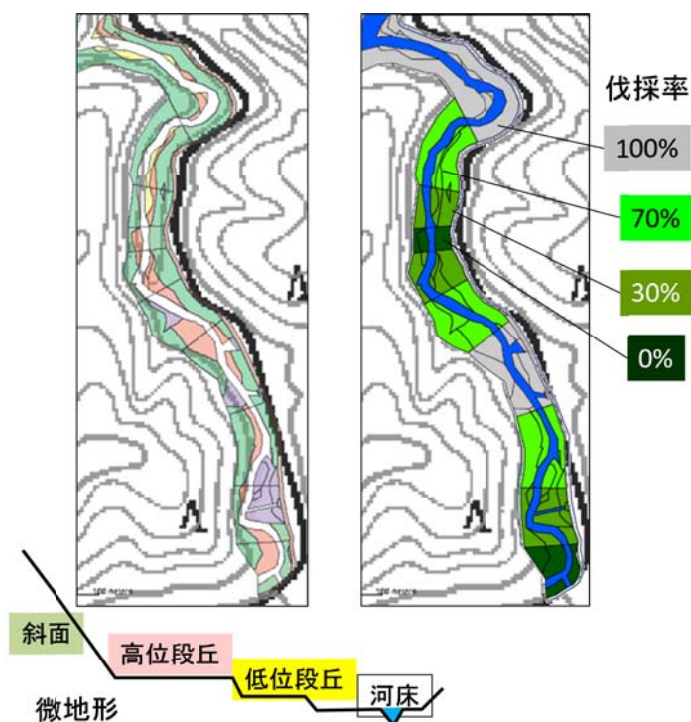


図2.1.試験地の微地形分布および伐採率の設定

4.個別調査項目の結果

4.1.溪畔樹種の天然更新

4.1.1.成果の要約と管理指針

上木の伐採および天然更新補助としてのリター除去処理を行い、更新初期の樹木定着過程を調査した結果、処理後 1 年目に確認された更新樹のほとんどが先駆種であり、伐採強度 (0、30、70、100%) の増加によって更新個体数が増加した樹種もほとんどが先駆種であった。また、埋土種子由来と思われる更新樹もほぼ全て先駆種であり、既往の報告と一致した。したがって、暖温帯溪畔域では現存母樹と前生稚樹が乏しい場合、これらの処理のみによって本来の天然生溪畔林へ誘導することは困難であると考えられた。

暖温帯の溪畔林を本来構成すべき樹種 (雑木林型高木および夏緑樹林型高木) は 70% 以上の伐採率で更新個体数が増加したことから、落葉樹を主とする溪畔林の更新には強度の伐採が必要と考えられる。また、雑木林型高木ではリター除去処理により発生個体数が増加する傾向が認められたことから、母樹が比較的多い場合は林床処理によって本来の溪畔林への誘導を促進できると考えられる。

4.1.2. 目的と方法

溪畔林再生に適した伐採強度および地表処理法を探索する目的で、2010年3月にリター除去処理を実施し、2010年7月および11月に実生の調査をおこなった(図4.1.1、写真4.1.1)。調査ではプロット内に出現した木本実生全個体についてタグ付け、同定をおこなった。また、現地表土の埋土種子を撒き出し法により調査した。更新樹および埋土種子の種組成の比較は出現樹種を、本来の生育環境と生活形、先駆性とを組み合わせ7グループ(1:先駆種グループ、2:照葉樹林型高木グループ、3:照葉樹林型低木グループ、4:雑木林型高木グループ、5:雑木林型低木グループ、6:夏緑樹林型高木グループ、7:その他)に分類しておこなった。

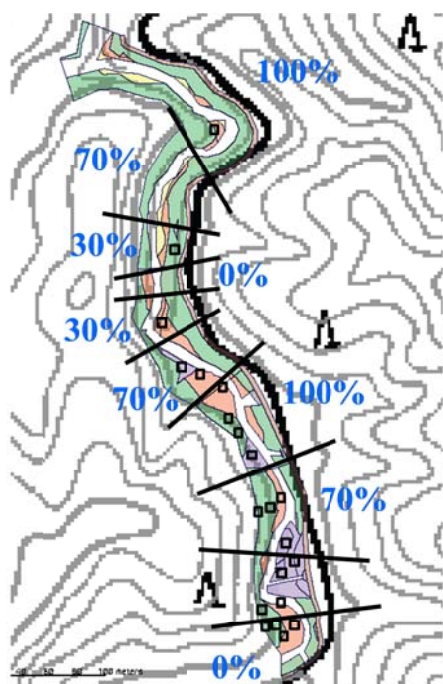


図4.1.1 実生プロットの位置
□は無処理区リター除去区の1セットを示す。



写真4.1.1 2010年4月23日のプロットの状況
手前が無処理区、奥がリター除去区。

4.1.3. 結果と考察

(1) 4.1.伐採1年後の発生状況

全てのプロット(4 m²×42箇所、計 168 m²)で発生した木本実生は、合計 33 種、1296 個体(77143 個体/ha)であった。樹種グループ別の内訳は、表 4.1.1、図 4.1.2 に示すとおりであり、無処理区以外で先駆種(816 個体)が大半を占めた。先駆種以外では、イヌビワ、ヒサカキを含む照葉樹林型低木、ヤマグワ、クマノミズキを含む雑木林型高木の発生個体数が比較的多かった。照葉樹林型高木、雑木林型低木は発生個体数が少なかった。

溪畔林への誘導を目指し、溪畔林構成樹種が 1ha 当たり 40000 本程度発生することが望ましいとする報告もある中、雑木林型高木および夏緑樹林型高木の発生個体数は合計しても 223 個体(13274 個体/ha)であった。これは本試験地で隣接斜面も含めて母樹が少なかったことが影響していると考えられる。したがって、風散布型種子を持つ樹種が冷温帯と比べて少ない暖温帯では、有効な種子源の存在がない場合、短期での溪畔林の再生は極めて困難であるといえる。

表 4.1.1 調査プロットにおける発生実生数

種名	伐採強度 *リター処理 **n	0%		30%		70%		100%		全体		種子 散布型
		C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	
総発生個体数		41	28	100	188	161	256	208	314	510	786	1296
総出現種数		8	8	14	16	17	19	15	18	23	30	33
先駆種												
アカメガシワ		—	—	2	8	10	17	16	25	28	50	78 被食
イイギリ		—	—	4	5	2	10	22	117	28	132 160 被食	
イヌザンショウ		—	—	—	—	—	1	—	—	—	1 1 被食	
カラスザンショウ		—	—	21	82	88	121	101	83	210	286 496 被食	
クサギ		—	—	—	—	1	1	—	1	1	2 3 被食	
ネムノキ		—	—	1	2	14	12	3	1	18	15 33 風	
マルバウツギ		5	1	1	3	3	—	1	4	10	8 18 被食	
ヤマウルシ		—	—	1	—	—	—	4	1	5	1 6 被食	
ヤマハゼ		—	—	—	2	1	4	1	13	2	19 21 被食	
照葉樹林型高木												
シイ類		—	—	—	—	—	1	—	—	—	1 1 重力	
タブノキ		—	1	—	—	—	—	—	—	—	1 1 被食	
ホルトノキ		2	—	1	4	1	—	—	—	4	4 8 被食	
照葉樹林型低木												
イズセンリョウ		—	—	1	3	—	—	—	2	1	5 6 被食	
イヌビロ		11	19	12	16	4	12	—	1	27	48 75 被食	
ヒサカキ		3	1	6	6	5	20	6	8	20	35 55 被食	
雑木林型高木												
クマノミズキ		3	—	—	—	2	1	22	11	27	12 39 被食	
ミズキ		—	—	—	—	1	—	—	—	1	— 1 被食	
ヤマグワ		4	1	9	31	9	40	17	38	39	110 149 被食	
雑木林型低木												
アキグミ		—	—	1	—	—	—	—	—	1	— 1 被食	
サンショウ		—	—	—	—	2	1	1	—	3	1 4 被食	
ヤブムラサキ		—	1	—	2	—	—	—	—	—	3 3 被食	
夏緑樹林型高木												
キハダ		—	—	4	2	3	7	8	4	15	13 28 被食	
ハルニレ		—	—	—	—	—	—	4	2	4	2 6 風	
その他												
スギ		12	3	36	20	14	4	1	1	63	28 91 風	
ヒノキ		—	—	—	—	1	1	—	—	1	1 2 風	
不明		1	1	—	2	—	3	1	2	2	8 10	

値はプロット内に発生した当年生実生の個体数を示す。
*リター処理: C, 無処理区; S, リター除去区。
**n: 調査プロット数。1プロットは4㎡。

(2) 伐採強度および地表処理の効果

一般化線形回帰モデル (GLM) を用いた解析の結果、光環境を改善することによって雑木林型高木および夏緑樹林型高木で発生個体数が増加する傾向が認められ、更新を成功させるためには 70% 程度以上の強度の伐採が必要と考えられた。さらに雑木林型高木ではリター除去処理によっても実生発生が増加する傾向が認められ、地表処理の有効性も示唆された。しかし、プロットごとのばらつきがかなり大きく、開空度が高くリター除去処理が行われていても、これらの種が 1 個体も発生しないプロットも多数みられた (図-4.1.2)。逆に、発生個体数が特に多いプロットで

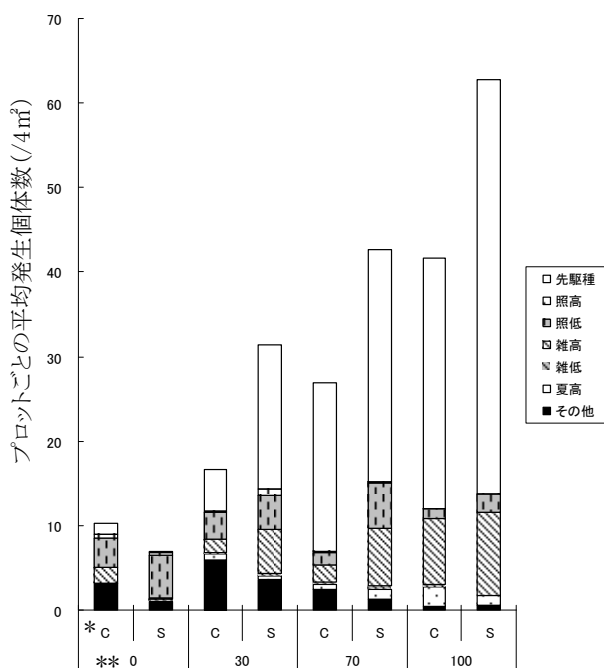


図-4.1.2 各処理区における樹種グループ別のプロットごとの平均発生個体数 *C, 無処理区; S, リター除去区。**数字は伐採強度(%)を示す。

は、ヤマグリなど近隣に成木が存在する場合に実生発生数が多かった。以上の結果から、溪畔林構成種の更新に置いて光環境の改善と地表処理は有効ではあるものの、更新の成否は種子源あるいは前生稚樹の有無によって大きく規定されると考えた方がよいであろう。

発生当年における実生の生残率は処理によって 64~90%とばらつきが大きく(表 4.1.2)、処理の効果は不明瞭であった。この中で、夏緑樹林型高木では開空度 70%以上で高い生残率を示した。

表4.1.2 各処理区間における平均生残率(%)

樹種グループ	伐採強度		0%		30%		70%		100%	
	*リター処理	**n	C	S	C	S	C	S	C	S
全体			90.2	83.3	64.2	74.9	81.6	87.1	80.3	89.7
先駆種			100.0	100.0	67.7	53.9	82.7	85.1	83.7	87.8
照葉樹林型高木			100.0	100.0	100.0	83.3	100.0	100.0		
照葉樹林型低木			100.0	96.7	79.2	97.2	87.5	97.5	100.0	100.0
雑木林型高木			90.0	100.0	41.7	78.3	81.3	83.5	82.1	92.6
雑木林型低木				100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	
夏緑樹林型高木					50.0	50.0	100.0	100.0	94.4	100.0
その他			73.3	50.0	63.8	91.8	61.4	93.8	50.0	100.0

*リター処理: C, 無処理区; S, リター除去区。

**n, 調査プロット数。

(3)埋土種子集団の寄与

表土撒き出し実験の結果、先駆種 6 種、照葉樹林型高木 0 種、照葉樹林型低木 2 種、雑木林型高木 1 種、雑木林型低木 0 種、夏緑樹林型高木 1 種の埋土種子が確認された。埋土種子が確認された樹種全てで実生の発生も確認され、埋土種子が樹木の発生に寄与していることは確認できた。しかしそのほとんどは、既往の報告例と同じく先駆種であり、本来の溪畔樹種の更新にはほとんど寄与していないと推察された。

4.2.げっ歯類による堅果の二次散布に対する枝条残材散布の効果

4.2.1.成果の要約と管理指針

カシ類は種子供給源が隣接しない伐採跡地での更新が一般に困難である。一方、カシ類の堅果は地上に落下した後、森林性野ネズミなどのげっ歯類の貯食行動により二次散布されることが知られている。そこで、野ネズミによる堅果の二次散布に対する枝条の効果进行を明らかにする目的で、枝条残材を利用した枝条散布実験を行った。

散布先別の堅果数はリターと枝を組み合わせた混合枝条の下で最も高い密度となり、散布した枝条は、野ネズミによる貯食散布の誘導に効果があることが明らかになった。ただし、更新の成功につなげるためには、被食率の高さ(97.8%)が問題である。被食率が低くなるケース(たとえば凶作の翌年の豊作など)で枝条を用いて貯食が誘引できれば、貯食堅果からの更新を促進できる可能性がある。

4.2.2. 目的および方法

人工林の伐採後に広葉樹林の再生を図る場合、前生樹や種子源の欠落した林分では外部からの種子移入が更新の成否を大きく左右する。しかし、照葉樹林の主要構成種であるカシ類の堅果の重力による散布距離は短く、種子供給源が隣接しない伐採跡地での更新は一般に困難である。一方、カシ類の堅果は地上に落下した後、森林性野ネズミなどのげっ歯類の貯食行動により二次散布されることが知られている。これまでの研究で、照葉樹林帯の堅果の貯食散布が地表の微環境に依存し、伐採跡地では枝条残材の下に貯食場所が集中する傾向があることが報告されている。これらの結果は、伐採跡地における枝条の取り扱いによって堅果の貯食散布による更新を促進できる可能性を示している。そこで本研究では、針葉樹人工林伐採跡地における野ネズミによる堅果貯食散布に対する枝条の効果を明らかにする目的で、枝条残材を利用した枝条散布実験を行った。

2009年12月8日から2010年2月17日まで、磁石を挿入したマテバシイ堅果50個ずつを置いたバスケットを4カ所に設置し、その周辺に量および構成物のサイズの異なる3パターンの枝条（リターのみ、枝のみ、リターと枝の混合）を2m×2mの区画で9箇所を設置した（図4.2.1、4.2.2、写真4.2.1、4.2.2）。

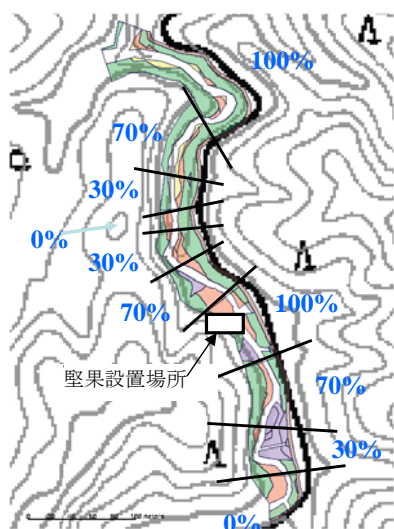


図4.2.1. 調査地の位置

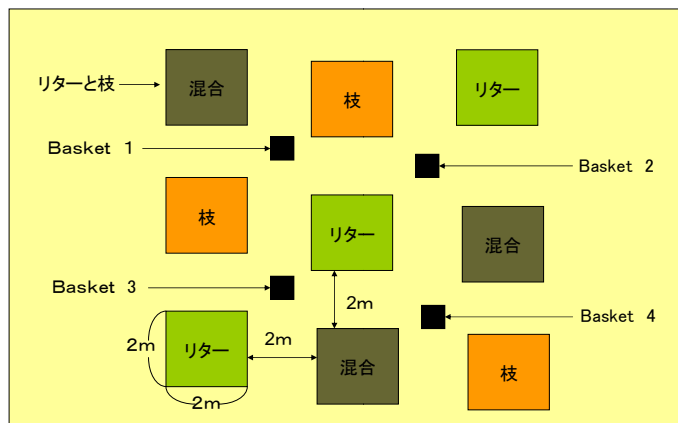


図4.2.2. 堅果設置場所および枝条散布場所



写真4.2.1. 散布した枝条の状態



写真4.2.2. ステンレス製バスケット内に設置したマテバシイの磁石付堅果野ネズミの侵入が可能なように一部を切除してある

設置した堅果が全て持ち去られた後、金属探知機で堅果を探索し、散布距離、散布深度、貯食形態（複数堅果の集中貯蔵または堅果1個の分散貯蔵）、堅果の状態（被食の有無）を記録した。

4.2.3. 結果と考察

(1) 堅果の消失過程

設置した堅果の消失過程を図4.2.3に示す。設置堅果は2010年12月8日から、イノシシによるバスケットの破壊と食害が発生する2010年1月5日までの間、持ち去りは確認されず、2010年1月9日の再設置以降、2010年1月13日から堅果の持ち去りが始まり、設置から72日後（再設置から40日後）の2010年2月17日には、すべての堅果が消失した。

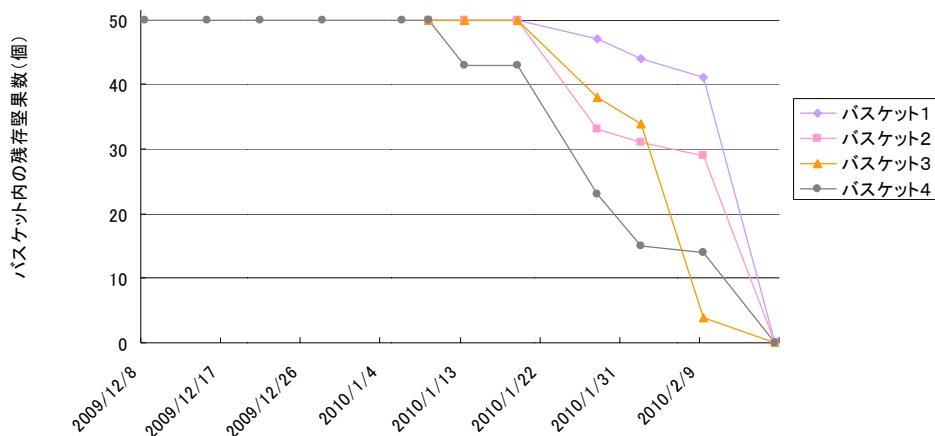


図4.2.3. 設置堅果の消失過程
ただし、イノシシの食害のため、バスケット1-3は、2010年1月9日に再設置した。

(2) 堅果の散布範囲

設置した堅果200個のうち、発見した堅果は137個、そのうち貯食堅果が4個、捕食堅果が133個、未発見堅果が63個であった（表4.2.1）。

表4.2.1. 各バスケットの散布堅果数(括弧内は%)

	発見堅果	貯食堅果	捕食堅果	未発見堅果
バスケット1	26(52)	1(2)	25(50)	24(48)
バスケット2	30(60)	0(0)	30(60)	20(40)
バスケット3	43(86)	1(2)	42(84)	7(14)
バスケット4	38(76)	2(4)	36(72)	12(24)
計	137(68.5)	4(2)	133(66.5)	63(31.5)

図 4.2.4 に堅果の散布距離階(2m 括約)ごとの散布堅果数を散布先の地表環境別に示す。堅果はバスケットから、2~4mの範囲に 33 個、6~8m の範囲に 32 個、12~14mの範囲に 25 個という順で、最も多く散布されていた。

堅果の散布深度階(5cm 括約)ごとの散布堅果数を図 4.2.5 に示す。リターと枝の下に持ち去られた堅果の 68.5%が地表面から 5 cm までの深さに存在しており、残りの堅果も地表面から離れるほど少なくなっている。これに対し、切り株などのその他の場所では、20~25 cmのわりと深い場所に最も多く存在し、リターと枝の下に持ち去られた堅果の方が、より浅い場所に持ち去られる傾向が見られた。

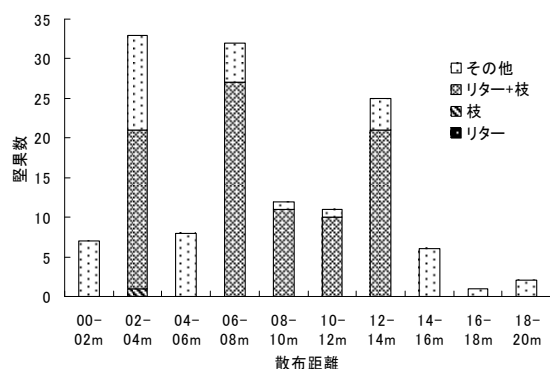


図4.2.4. 散布距離階別の散布堅果数
凡例は散布先の地表環境を示す。

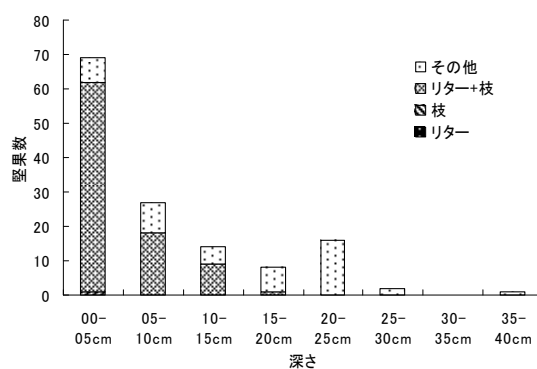


図4.2.5. 散布深度階別の散布堅果数
凡例は散布先の地表環境を示す。

(3)堅果の状態

地表環境ごとの貯食形態別堅果数および堅果の状態を図 4.2.6 と図 4.2.7 にそれぞれ示す。混合(リター+枝)で最も散布堅果数が多く、その 80%近くが集中散布されていた。なお、「その他」は枝条散布場所以外を指し、探索面積は最も広がった。したがって、堅果数では 60 個程度あったが、面積当たりの密度では 0.1 個/m²であり、混合の 2.0 個/m²よりもはるかに少なかった。生存したまま貯食された堅果数はリターと枝の下で 1 個、その他の場所で 3 個の計 4 個であった。これは、発見堅果数全体の約 2.9%であり、ほぼ全ての堅果が捕食されていた。

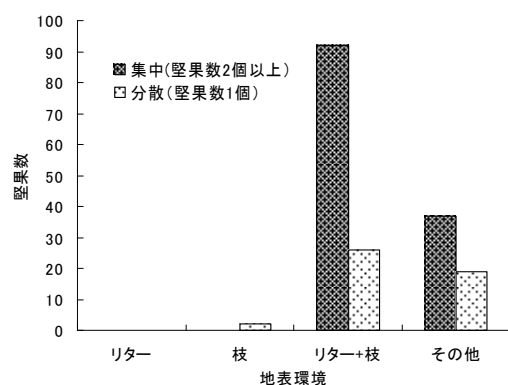


図4.2.6. 地表環境ごとの散布形態別堅果数

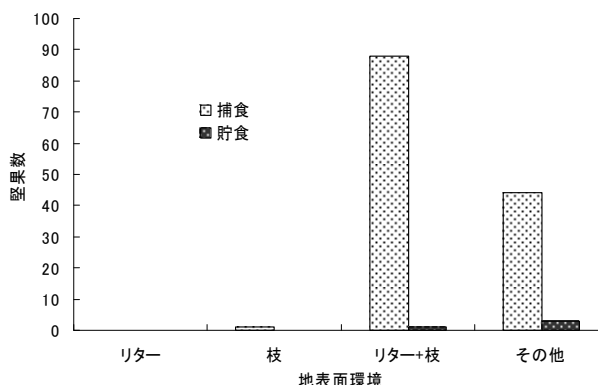


図4.2.7. 地表環境ごとの被食および貯食(生存)堅果数

(4)まとめ

散布先別の堅果密度は枝の下で最も高く、散布した枝条は野ネズミによる貯食散布の誘導に効果があることが明らかになった。野ネズミが枝条の下に堅果を持ち去ったのは、上空の猛禽等の外敵から身を守るためであると考えられる。散布距離は平均 10m程度で、最大 20mであり、その中で、リターと枝を散布した地点への貯食は、2~4m、8~14m に集中し、比較的遠くまで運ばれていた。すなわち、散布距離からみても、リターと枝の混合散布が野鼠の貯食行動を誘導する上で有効であると考えられた。

本研究から、伐採跡地における人工的な枝条散布は、野ネズミの空間的な貯食の誘引には有効であるが、更新の成功につなげるためには、被食率の高さ（97.8%）が問題であることが明らかとなった。したがって、被食率が低くなるケース（たとえば凶作の翌年の豊作など）で枝条を用いて貯食が誘引できれば、貯食堅果からの更新が成功する可能性が高くなると予想される。

4.3.堅果播種による常緑カシの導入

4.3.1.成果の要約と管理指針

カシ類は種子供給源が隣接しない伐採跡地での更新が一般に困難である。そこで、堅果播種による常緑カシ類の導入の可能性を模索する目的で、発芽直前（5月）に複数の地表処理（リター除去、トレンチ掘削、マウンド形成）を用いた播種実験を行った。

9月までに39%の堅果が発芽したが、処理による発芽促進効果は認められなかった。播種数に対する健全生残個体の割合は9月の段階で30%程度であり、処理による効果も認められなかった。食害の空間分布をみると、発芽後の被食と未発芽の堅果被食が同所的に発生しており、堅果の発芽がげっ歯類による捕食の引き金になっていた。以上より、播種による更新は非常に困難であり、実施においては分散播種と被食防衛が必須である。

4.3.2.目的および方法

人工林の伐採後に天然力で広葉樹林の再生を図る場合、暖温帯において前生樹が欠落した林分では外部からの種子移入が更新の成否を大きく左右する。照葉樹林の主要構成種であるカシ類の堅果は種子散布距離が短く、種子寿命が短いため種子供給源が隣接しない伐採跡地での更新は困難である。そこで、堅果播種による常緑カシ類の導入の可能性を模索する目的で、主要構成種であるイチイガシおよびハナガガシ堅果の播種実験を行った。

堅果の人工播種による更新が極めて難しいことは、これまでも多くの研究事例で報告されている。その中で、げっ歯類やイノシシ等による被食と、草本や雑灌木などの競争による堅果の発芽や初期成長の抑制の問題が指摘されている。そこで本実験では、発芽時期の直前（5月上旬）に播種することによる種子被食の回避を試みるとともに、発芽定着環境の改善および競争植生の抑制を目的とした①リター除去、②トレンチ掘削、③マウンド形成の3つの地表処理を行い、当年の堅果の発芽および生残に与える影響を調査した。試験地の設計は図 4.3.1 および写真 4.3.1 に示すとおりである。

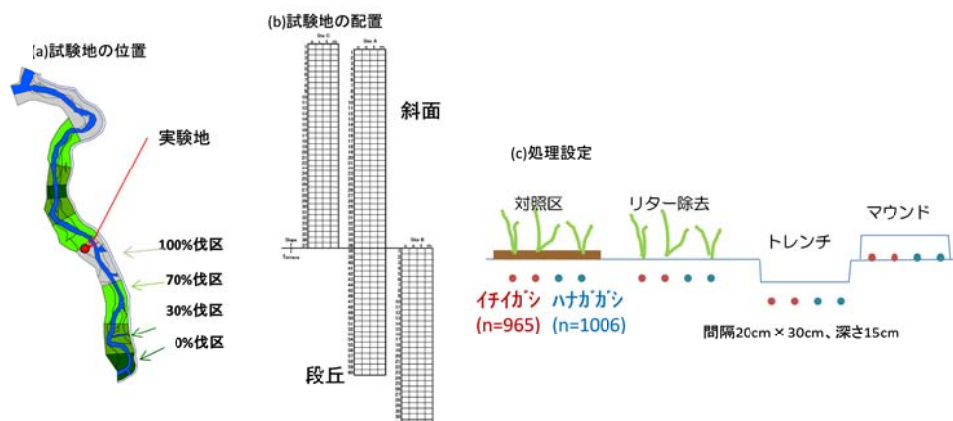


図4.3.1. 試験地の位置および設計。
小面積伐採地の斜面から段丘にかけて、リター除去区、トレンチ区、マウンド区および対象区を設置し堅果を播種。



写真4.3.1. 試験地(左)と処理区(右: 左側から対象区、リター除去区、トレンチ区、マウンド区)

4.3.3. 結果と考察

(1) 堅果の発芽経過

試験に供したイチイガシとハナガガシともに、対象区で発芽率が最も高く、トレンチ区では発芽率が低い傾向にあった。また、両種を合わせると播種1月後(6月8日)の発芽率は18%であり、9月までに39%が発芽した。しかし、ハナガガシは6月にほぼ発芽し終えたのに対し、イチイガシの発芽はハナガガシよりも2~3か月遅かった。

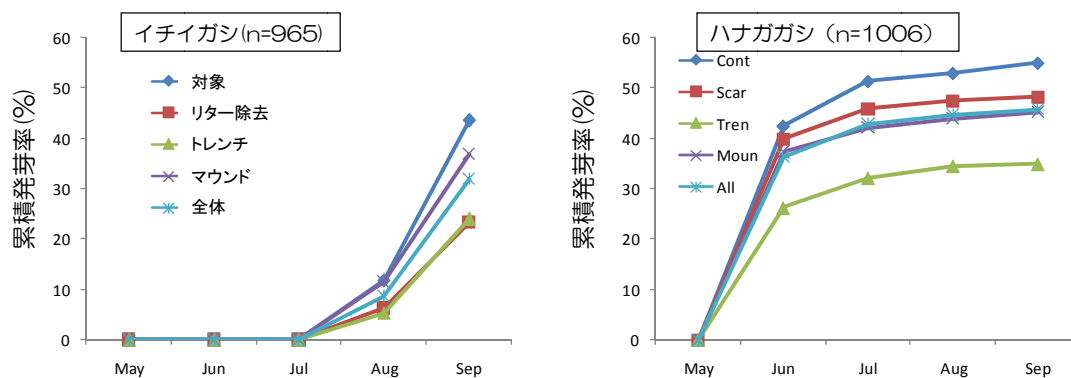


図4.3.2. 各処理区におけるイチイガシおよびハナガガシの播種後の累積発芽率

(2) 播種した堅果の状態の推移

播種後の堅果を図 4.3.3 のように区分し、月ごとに推移を調査した結果、9 月の段階で健全であった割合は両種ともに 30%程度であった。また、健全個体の割合は対象区で最も高く、処理による明瞭な発芽促進効果および生残促進効果は認められなかった (図 4.3.4)。処理による効果の総括は表 4.3.1. に示すとおりである。

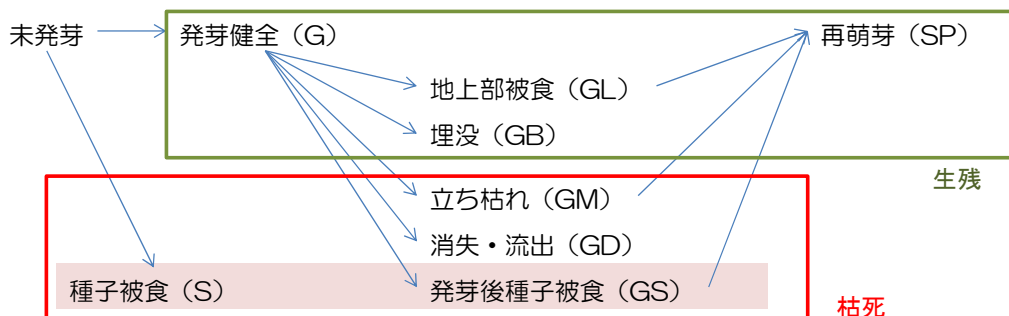


図4.3.3. 調査に用いた播種後の堅果の状態区分

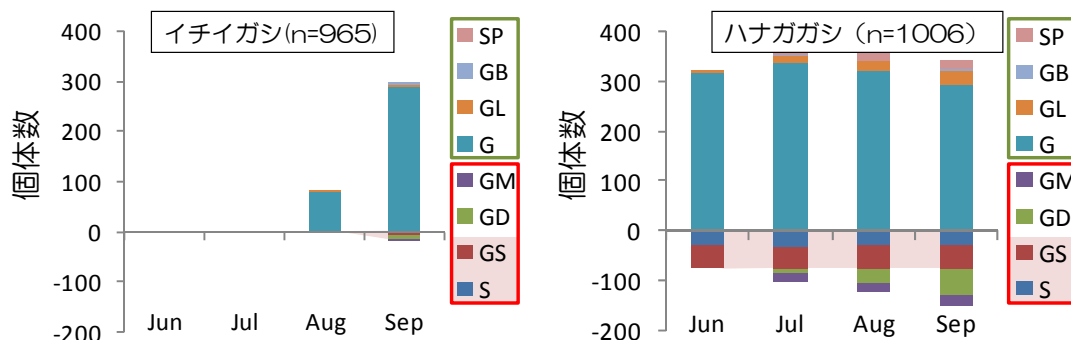


図4.3.4. イチイガシおよびハナガガシの播種後の状態の推移

表4.3.1. 堅果播種に対する地表処理効果の総括

	対照	リター除去	トレンチ	マウンド
発芽時期	早い	やや早い	遅い	やや遅い
発芽率	高い	やや低い	低い	やや低い
種子被食率	やや高い	高い	やや低い	低い
実生定着率	高い	高い	やや劣(流出)	可

(3) 食害の空間分布および時系列的変化

食害の空間分布の時系列変化を図 4.3.5 に示す。発芽後の被食と未発芽の堅果被食が同所的に同時発生しており、堅果の発芽がげっ歯類による捕食の引き金になっていると考えられた。したがって、集中的な堅果播種は、げっ歯類による捕食を助長し更新をより困難にすると考えられた。

(4)まとめ

今回の試行をまとめると、播種によるカシ類の人工更新は非常に困難であると結論付けられる。仮に堅果播種による更新を試みる場合は、播種先を分散させることと何らかの被食防衛手段を講じることが必須である。

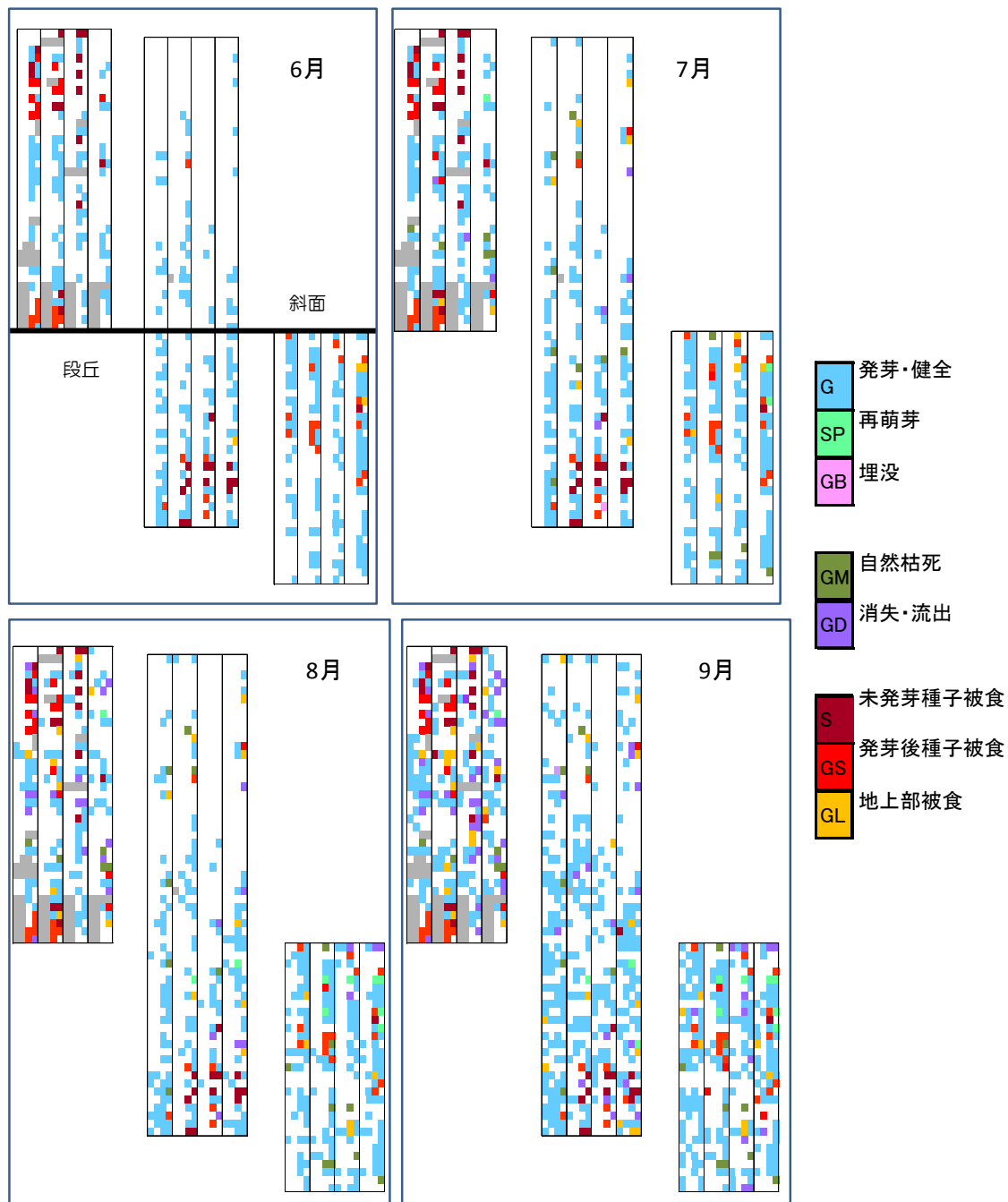


図4.3.5. 播種後の食害の空間分布および時系列変化

4.4.人工林化による植物種多様性の低下

4.4.1.成果の要約と管理指針

溪畔林の人工林化による下層植生の変質の実態を明らかにする目的で、試験地内および同一河川の下流の溪畔に成立する天然生広葉樹二次林の植生を調査し比較した。

人工林化による種多様度の低下は、溪畔域の中でも流路に近い微地形（低位段丘や河床付近の露岩部）で著しいことが明らかとなった。その内訳として、人工林化により照葉樹林型の少数種のシダ植物が繁茂し、明るい環境を好む人里・草原型の草本種が減少すること、および木本種の種多様性や被度が減少することが明らかとなった。一方、水辺に近い微地形では、人工林化された場所でシダや木本の被度が低いものの、草本種の被度が広葉樹二次林よりも高かった。これらの結果から、人工林化は下層植生の総被度に代表される量的な問題ではなく、多様度に代表される質的な面で植生に変化をもたらしていると考えられた。

4.4.2.目的および方法

溪畔林の修復に際しては、本来の水辺植生が人工林化によってどのように変質しているかを明らかにし、修復目標を設定する必要がある。そこで、本試験地の試験伐採前に植生調査を行い、同一河川下流側で天然生の広葉樹二次林が成立する区間の植生との比較を行った。

広葉樹二次林区間は本試験地から約 2km 下流側に位置する（図 4.4.1）。針葉樹人工林区間（本試験地）と広葉樹二次林区間のそれぞれで、図 4.4.2 に示すように微地形を区分した。全微地形を網羅するように植生調査のプロット（2m×2m）を人工林内に 51 個、二次林内に 49 個設定して、プロット内の全維管束植物の被度を測定した。表 4.4.1 に設置したプロット数を示す。

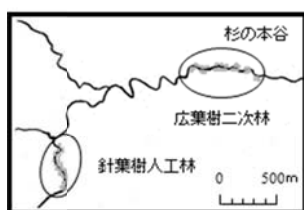


図4.4.1. 調査地の位置

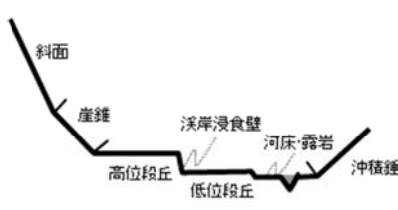


図4.4.2.調査地の微地形区分の模式

表4.4.1.設置プロット数

微地形	広葉樹二次林	針葉樹人工林
斜面	9	18
崖錐	6	2
沖積錐	6	4
高位段丘	8	12
低位段丘	7	5
溪岸浸食壁	7	4
河床・露岩	6	6
計	49	51

4.4.3.結果と考察

(1) 各微地形における出現種数と種多様度の比較

針葉樹人工林プロットの木本種の総出現種数（49 種）は広葉樹二次林（48 種）とほぼ同等であったが、草本種は広葉樹二次林で多く、逆にシダは針葉樹人工林で多かった（表 4.4.2）。微地形別にみると、木本種はいずれの微地形でも広葉樹二次林の方が高い傾向が見られ、草本種についても広葉樹二次林での出現種数が針葉樹人工林を上回る微地形が多かった。

また、各微地形における二つの林種間の種多様度（Shannon-Weiner の H' ）を比較したところ（図 4.4.3）、広葉樹二次林区間では水辺に近づくにつれて種多様度が上昇するのに対して、針葉樹人工林区間では水辺に近づくほど種多様度が低下する傾向が見られた。この結果から、人工林化による種多様度の低下は、溪畔域の中でも流路に近い微地形で著しいことが示された。

表4.4.2.調査地に出現した植物種数の概要

		木本	草本	シダ	不明
斜面 (27)	二次林 (9)	29	25	7	0
	人工林 (18)	18	13	6	1
産錐 (8)	二次林 (6)	22	28	4	2
	人工林 (2)	4	16	6	1
高位段丘 (20)	二次林 (8)	28	41	2	2
	人工林 (12)	24	43	11	1
沖積錐 (10)	二次林 (6)	22	35	6	3
	人工林 (4)	19	31	5	0
溪岸浸食壁 (12)	二次林 (7)	22	27	8	0
	人工林 (5)	11	14	14	0
低位段丘 (12)	二次林 (7)	28	49	4	4
	人工林 (5)	8	30	6	0
河床・露岩 (11)	二次林 (6)	16	26	10	1
	人工林 (5)	8	21	8	0
全体 (100)	二次林 (49)	48	74	15	11
	人工林 (51)	49	59	29	3

() 内の数字はプロット数を表す

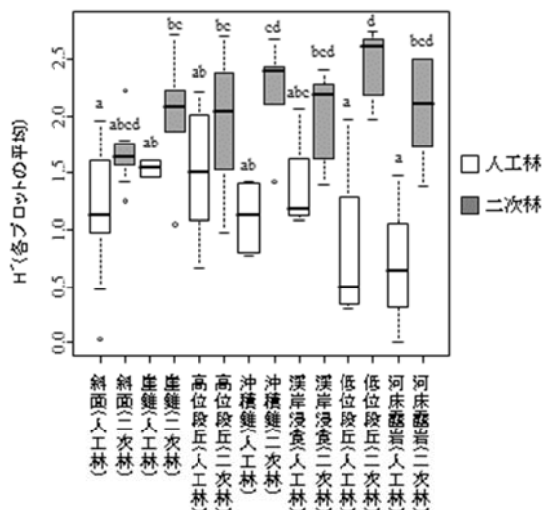


図4.4.3.各微地形における林種ごとの種多様度指数

(2) 出現植物の種構成

出現した植物種を本来の生育地（亜熱帯型、照葉樹林型、夏緑樹林型、雑木林型、人里・草原型、水辺型）で種群に分類し、それぞれの種群の合計被度を林種間で比較したところ（図 4.4.4）、針葉樹人工林区間では照葉樹林型のシダ類の被度が広葉樹二次林区間に比べて著しく高く、人里・草原型の明るい場所を好む草本類が少なかった。また、木本種全体の被度も針葉樹人工林区間で低かった。

種多様度（図 4.4.5）では、木本種および人里草原型の草本種で合計被度と類似した傾向が認められ、針葉樹人工林区間における木本種の多様度が広葉樹二次林区間に比べて低かった。シダ植物は林種間で種多様度に大きな違いが見られず、これは特定の少数種が針葉樹人工林区間で繁茂していることを示していた。

微地形別に各種群の平均被度を林種間で比較すると（図 4.4.6）、針葉樹人工林区間では低位段丘および河床・露岩部を除く微地形で照葉樹林型のシダの繁茂が顕著であった。草本種についてみると、水辺に近い微地形では広葉樹二次林区間よりも針葉樹人工林区間で被度が高かった。逆に木本種は水辺に近い二つの微地形で被度が低くなっていた。

以上の結果をまとめると、人工林化によって多くの微地形で照葉樹林型のシダが優占し、木本種の消失が起きていると考えられた。また、溪畔林の人工林化は下層植生の総被度に代表される量的な問題ではなく、多様度に代表される質的な面で植生に変化をもたらしていると考えられた。

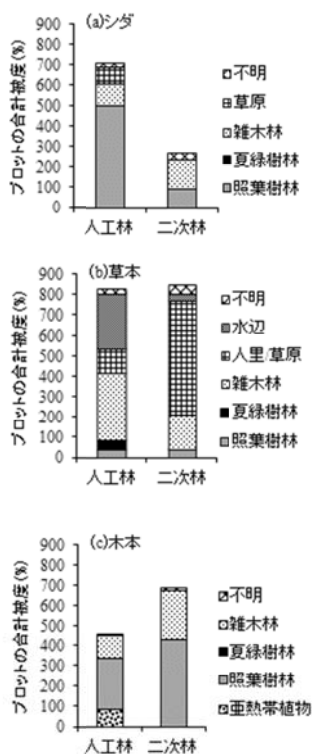


図4.4.4.本来の生育地に基づく植物群ごとの合計被度の林種間比較

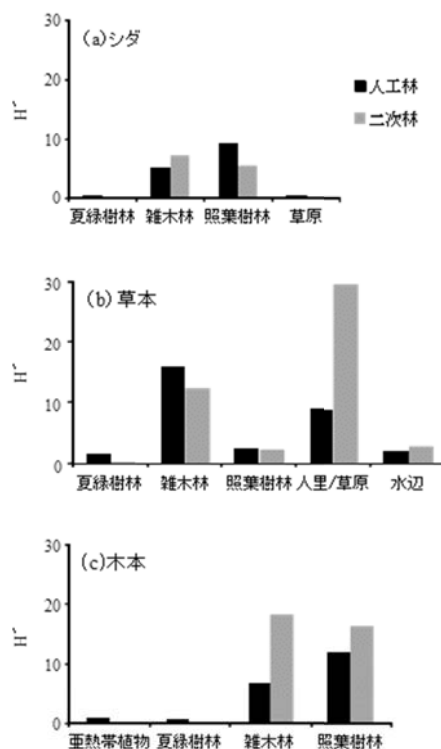


図4.4.5.本来の生育地に基づく植物群ごとの平均種多様度の林種間比較

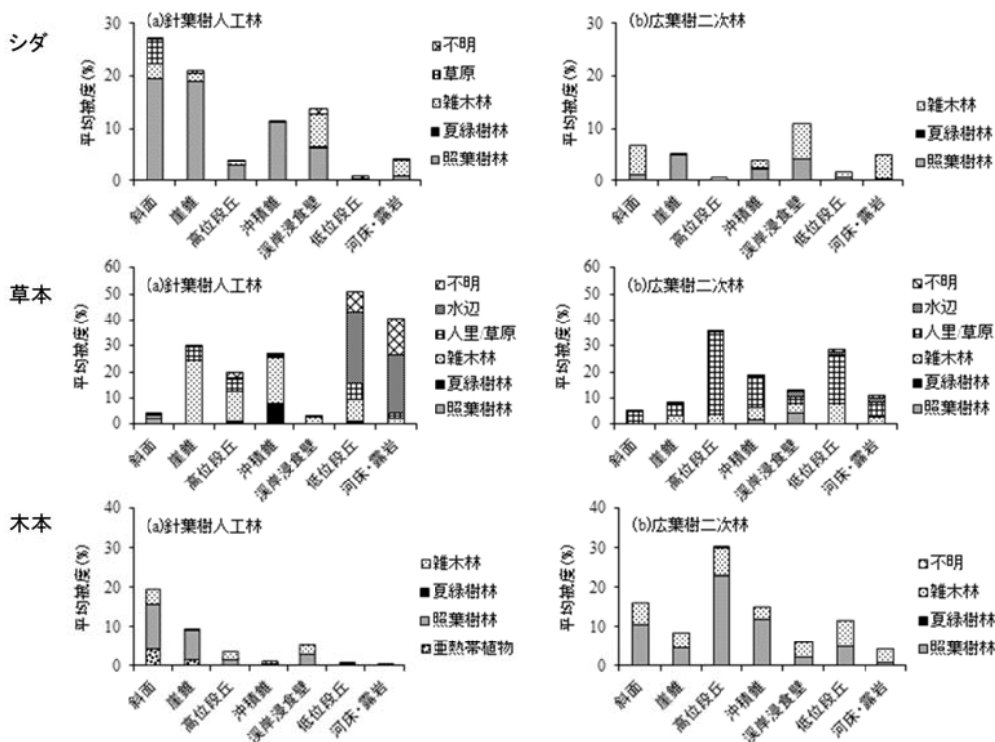


図4.4.6.微地形別にみた各種群の平均被度の林種間比較

4.5. 溪畔域の人工林伐採による植物種多様性の短期的回復

4.5.1. 成果の要約と管理指針

溪畔域に存在する様々な地形は、異なる生育場所を提供することで植物種の多様性に貢献している。また、溪畔林の再生に際して実施される上木の伐採強度も、光環境の改善度合いを通して植物種多様性に影響する。そこで、植物種多様性の回復にとって微地形の違いと伐採方法の違いのどちらがより重要であるのかを分析し、これに基づいて効率的な植物種多様性の回復方法を検討した。

全出現種に基づく分析の結果、コドラート内の多様性は平均で 8 種と非常に小さく、同じ微地形内あるいは伐採強度内で場所が変わることによる効果（ランダムな効果）で全多様性の 2 割（41 種相当）が説明できた。残りの 7 割は微地形あるいは伐採強度が異なることで説明でき、その貢献度はほぼ同等であるが微地形の違いの貢献度がやや高かった。したがって、溪畔林の植物種多様性を回復させるためには、特定の微地形のみを対象としたり、一定の伐採強度のみを適用するのではなく、複数の微地形に対して異なる伐採強度を組み合わせ、伐採面をパッチ状に分散配置することが効果的である。

4.5.2. 目的および方法

溪畔域には様々な地形や基質構造があり、また様々なタイプや強度の攪乱が発生することによって、植物や野生動物にとって多様なハビタットを提供している。したがって、人工林化によって単純化した溪畔林の植物種多様性を回復させる上では、このような元々の立地環境の不均一性を考慮した方策を採る必要がある。一方、実際に溪畔の針葉樹人工林で植物種多様性を回復させる場合、植栽木（針葉樹）の伐採・除去を行うことになるが、伐採の強度や伐採区画の面積の設定によって、植物の重要な資源である光環境が大きく改変される。したがって、どのような伐採方法を採用するのかも、溪畔林の再生では重要な選択となる。このように、微地形に代表される立地環境の不均一性と、伐採方法の違い（例えば本試験で採用した伐採強度の違い）による光環境の改善度合いをどのように組み合わせるかは、実際の林型誘導において極めて重要である。そこで、植物種多様性の回復にとって微地形の違いと伐採方法の違いのどちらがより重要であるのかを分析し、これに基づいて効率的な植物種多様性の回復方法を検討した。

本試験地の部分伐採 4 年後に、斜面、高位段丘、低位段丘、氾濫原の 4 微地形において、伐採強度の異なる場所（伐採率 0%、30%、70%、100%）に各 15 個の植生調査コドラート（1m×1m、計 240 個）を設置し、林床の維管束植物の種名を記録した。

このデータセットを用いて、加法分配法（Additive Partitioning 法：Wagner 2000、以下 AP 法）により、種多様性の構成要因を分析した。AP 法は、種多様性の構成要素を調査コドラートから調査地全域まで階層的に捉え、全体の多様性に対するそれぞれの要素の重み（寄与度）を分析する手法である。本研究では、微地形と伐採強度という二つの視点があることから、2 種類の AP 法の分析が可能である（図 4.5.1）。

例えば微地形に着目する場合（図 4.5.1(a)）、多様性に寄与する要素として「個々のコドラ

一ト ー コドラートが集まったある微地形 ー 全ての微地形を合わせた溪畔域全体」という階層が想定できる。このうちどの要素の重みが大きいかを比較するには、図 4.5.1 の (a)に示すように分析できる。すなわち、ある伐採強度で伐採した場合の「③同一微地形内の多様性」を、「①コドラート内の多様性」と「②場所が変わることによるコドラート間の多様性」に分けて評価できる。また、「⑤溪畔林全体」と「③同一微地形内の多様性」を比較することで、「④地形が異なることによって生じる多様性」を評価できる。これにより、溪畔林の多様性を回復させる場合、特定の微地形を対象とすればよいのか、それとも複数の地形にまたがって対象を設定すべきかを判断できる。

伐採強度に着目する場合（図 4.5.1(b)）も同様に、一定の伐採強度を適用すべきか、それとも異なる伐採強度で伐採を行うべきかを判断することができる。さらに、(a)と(b)の両者を比較することで、微地形が異なることによる効果と伐採強度を変えることによる効果のどちらが大きいかを比較することが可能となる。

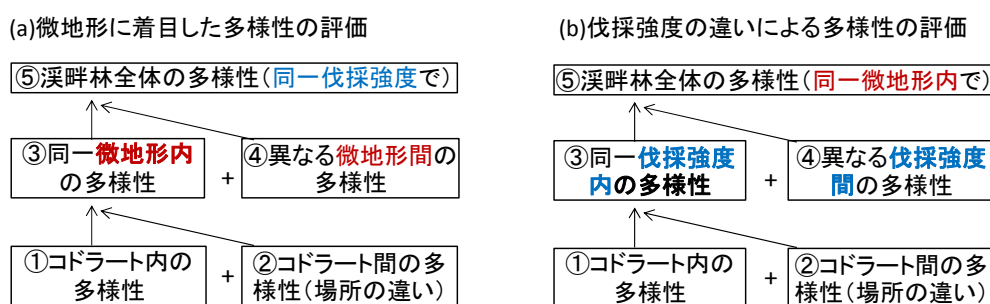


図4.5.1.加法分配法 (Additive partitioning) を用いた微地形および伐採強度の種多様性に対する効果の評価方法の模式

(a) 微地形に着目する場合、ある伐採強度で伐採した場合の③同一微地形内の多様性を、①コドラート内の多様性と②場所が変わることによるコドラート間の多様性に分けて評価できる。また、⑤溪畔林全体と③同一微地形内の多様性を比較することで、④地形が異なることによって生じる多様性を評価できる。これにより、溪畔林の多様性を回復させる場合、特定の微地形を対象とすればよいのか、それとも複数の地形にまたがって対象を設定すべきかを判断できる。

(b) 伐採強度に着目する場合も同様に、一定の伐採強度を適用すべきか、それとも異なる伐採強度で伐採を行うべきかを判断することができる。

さらに、両者を比較することで、微地形が異なることによる効果と伐採強度を変えることによる効果のどちらが大きいかを比較することができる。

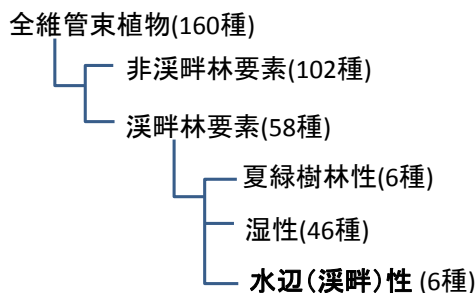


図4.5.2.出現種の特徴に基づく種群分類

ここでは、全出現種に対してこの分析を適用するとともに、図 4.5.2 に示すように出現種を溪畔域における重要性（本来の溪畔林要素であるかどうか）によって分類し、分類された種群ごとの多様性に対しても同様の分析を行った。

4.5.3.結果と考察

全出現種に基づく分析の結果（図 4.5.3）、コドラート内の多様性は平均で 8 種と非常に小さく、同じ微地形内あるいは伐採強度内で場所が変わることによる効果（ランダムな効果）で全多様性の 2 割（41 種相当）が説明できた。残りの 7 割は微地形あるいは伐採強度が異なることで説明でき、その貢献度はほぼ同等であったが、微地形の違いの貢献がやや高かった。

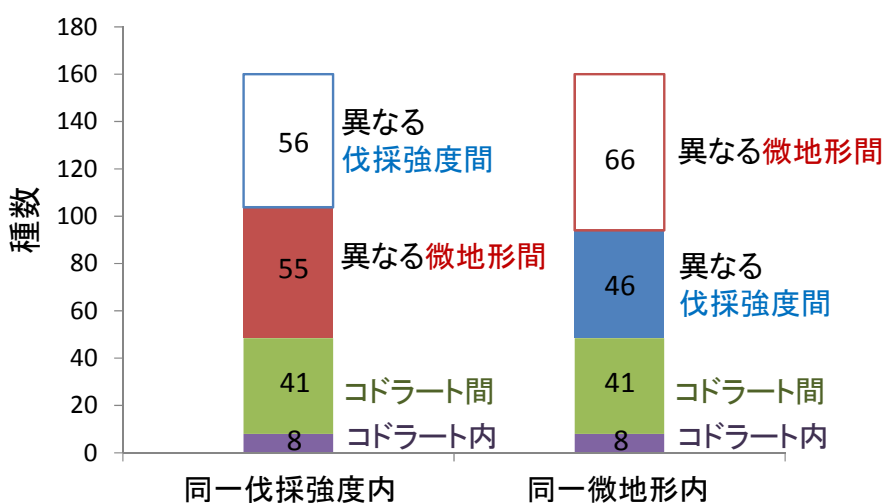


図4.5.3.加法分配法に基づく植物種多様性の内訳の分析結果

また、微地形と伐採強度のそれぞれの効果の詳細を見ると（図 4.5.4）、全種では小面積皆伐（100%）によって微地形の違いの効果が上昇していた。

溪畔種のみを抽出して分析した結果では、微地形の違いの効果が全般的に強く、段丘面では伐採強度を変える効果が高くなることが明らかとなった。このうち、夏緑樹林型の種では小面積皆伐（100%）で全体の多様度と地形の効果が共に小さくなり、低位段丘では異なる伐採強度を適用することが種多様度を上げる効果があることが示された。また湿性植物群は斜面部で多様性が低く、伐採強度を変える効果も他の微地形に比べて小さかった。さらに、典型的な溪畔種である水辺植物については、他の植物群よりも微地形が異なることの効果が極めて大きく、伐採強度をかえる効果はとくに高位段丘で著しく低かった。

以上の結果をまとめると、溪畔林の植物種多様性を回復させるためには、特定の微地形のみを対象としたり、一定の伐採強度のみを適用するのではなく、複数の微地形に対して異なる伐採強度を組み合わせ、伐採面をパッチ状に分散して配置することが効果的であるといえる。また、水辺特有の植生を対象にする場合も、低位段丘や氾濫原に集中せず、高位段丘等を含めた複数の微地形を対象に修復を行ったほうがよいといえる。

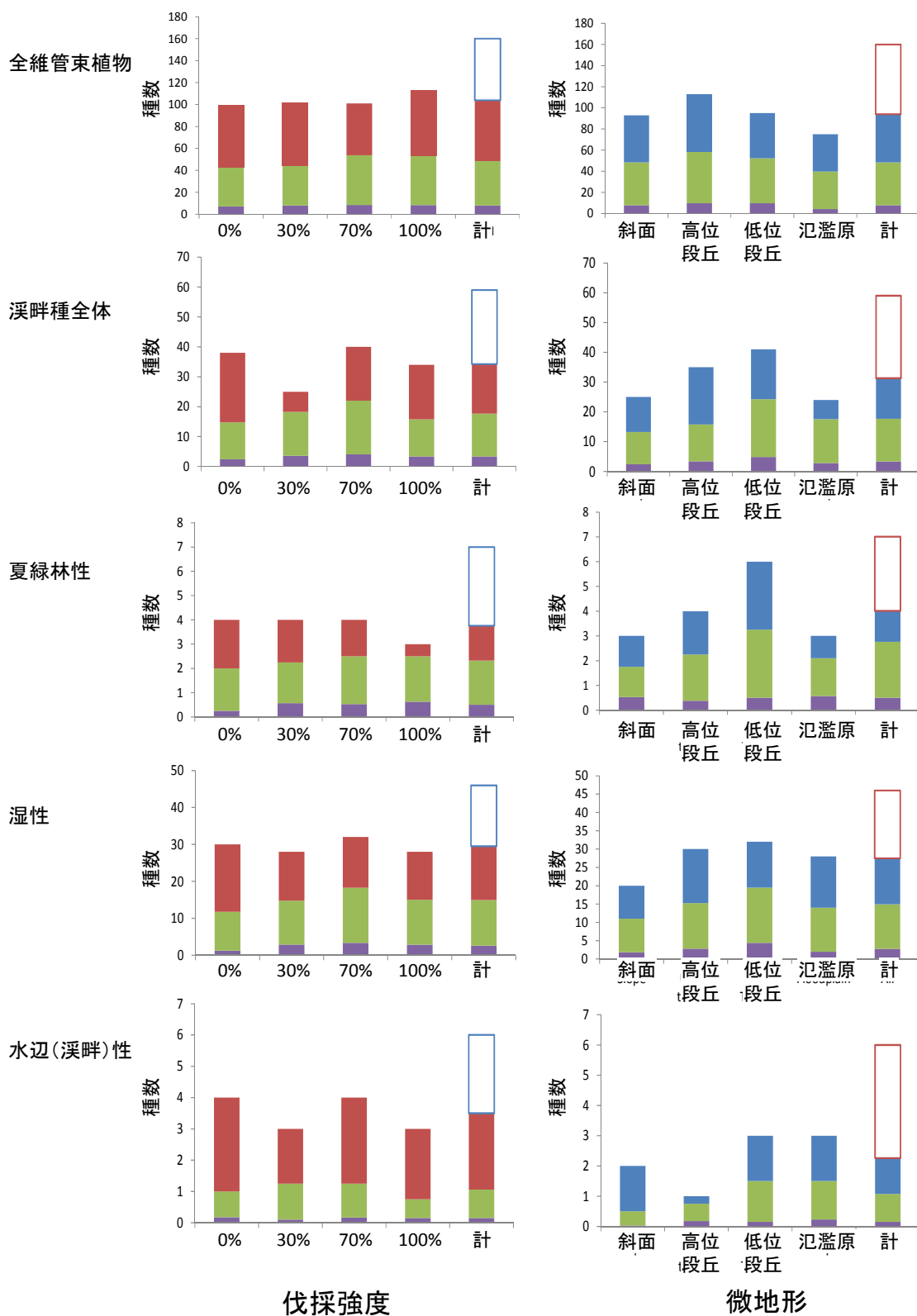


図4.5.4.加法分配法に基づく種群別多様性の内訳の分析結果

4.6.人工林化および人工林の部分伐採が水棲昆虫相に与える短期的影響

4.6.1.成果の要約と管理指針

溪畔林の再生においては河川環境や水生生物群集の多様性の回復にも配慮が必要である。そこで、河川環境の指標として有用である水生昆虫に着目し、溪畔林の人工林化の影響およびその伐採による攪乱が水生昆虫の種組成や個体数に与える影響を明らかにすることを目的とした。

人工林の部分伐採によって溪流直上部の開空度は平均で 1.5%から 15.9%に上昇し、下流部の二次林区間と同等の値となった。人工林区間では伐採前の水生昆虫個体数が広葉樹二次林区間に比較して著しく少なかったが、伐採後 1 年間で広葉樹二次林区間と同等まで回復した。個体数の増加は捕食者以外の摂食機能群すべてで認められ、とくに堆積物収集者と剥ぎ取り食者で顕著であった。また、種多様性も伐採翌年に増加する傾向が認められた。これには、針葉樹リター供給量の一時的な増加が影響していると考えられた。

伐採 3 年後には、伐採強度の高かった明環境で、暗環境に比べて水生昆虫の個体数と種多様度が高く、特に溪流内の淵部分で有意な差が見られた。これは堆積物収集者および剥ぎ取り食者の増加によるものであり、林冠疎開によって水中の藻類一次生産が増加したことによると推察された。

以上の結果から、溪畔域で水面上部が閉鎖した針葉樹人工林の部分伐採は水棲昆虫相の個体数増大および種多様性の回復に効果があり、とくに淵を覆う林分での強度の伐採が有効であるといえる。

4.6.2.目的および方法

溪畔林の生態系は植物種だけで構成されるものではなく、溪畔林の構造は水圏の生物群集にも物理環境の形成や食物資源等の供給を通して大きな影響を与える。したがって、溪畔林の再生においては河川環境や水生生物群集の多様性の回復にも配慮すべきである。なかでも水生昆虫は、溪畔林から供給されるリターを主な餌資源としており、各構成種の要求する環境条件が多様であるために、溪畔域をはじめとする河川環境の指標として有用であるといわれている。そこで、水生昆虫に着目し、溪畔林の人工林化の影響およびその伐採による攪乱が水生昆虫の種組成や個体数に与える影響を明らかにすることを目的とした。

調査は二時期に分けて行った。

(1) まず、本試験地の針葉樹人工林区間および植物種多様性の比較対象とした広葉樹二次林区間を対象に、瀬・淵の河川微地形と河床の状態に着目して計 18 点の調査ポイントを設定し (図 4.6.1 および図 4.6.2)、計 5 回の水生昆虫の採取を行った。部分伐採試験に先立つ 2009 年 6 月に、各調査ポイントの河床に 30cm×30cm のコドラートを設定して 2mm の網で水生昆虫を採取し、伐採直後の 2009 年 11 月、2010 年 4 月、2010 年 8 月、2010 年 11 月に再調査を行った。これらの結果から、伐採前および伐採直後からの水生昆虫相の短期的変化を分析した。また、2009 年 9 月に針葉樹人工林区間の各調査地点の直上部の全天空

写真を撮影し、さらに、2010年11月には、針葉樹人工林区間および広葉樹二次林区間の両方で全天空写真を撮影した。これらの全天空写真から、光環境の指標である林冠の開空度(%)を算出した。なお、部分伐採試験実施直後の2009年11月には、伐採によって発生した枝条残材が伐採区間の水面を覆っており、11月中にこれを除去したが、溪流内には相当量のスギリター(小枝を含む)が残っていた。

(2)次に、伐採後3年を経過した2012年に、針葉樹人工林区間の4つの伐採強度に対応する溪流内で瀬・淵別に調査地点を設定し、同年8月および11月に上記と同様の方法で水生昆虫を採取した。この時の調査地点数は、8月が25地点、11月が26地点である。また、これらの調査地点を含む計48地点において溪流直上部の全天空写真を撮影し、林冠の開空度(%)を算出した。

水生昆虫は摂食機能群に分類して分析した。ここで採用した摂食機能群は次のとおりである。①落葉落枝や大型植物体をかみ砕く、または削り取るなどする「破碎食者」、②主として堆積した細粒有機物を摂食するが、消化管内に付着藻類が多く認められることがある「堆積物収集者」、③主として付着藻類を摂食する「剥ぎ取り食者」、④流下する細粒有機物を濾過して摂食する「濾過食者」、⑤他の水生昆虫や底生動物を捕食する「捕食者」。

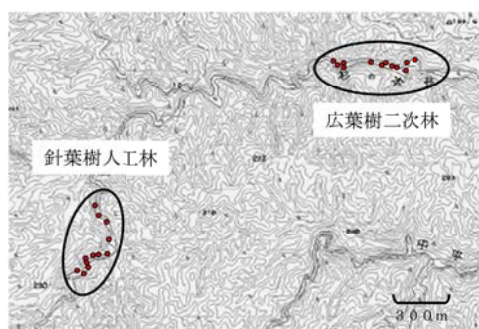


図4.6.1.調査地の位置
点は水生昆虫を採取したポイントを示す。

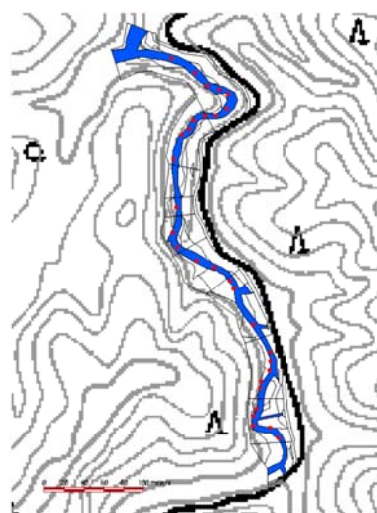


図-4.6.2.針葉樹人工林区間の全流域図
点は全天空写真を撮影した地点を示す

4.6.3.結果と考察

(1) 伐採直後の光環境および水生昆虫相の変化

伐採前(2009年9月)の針葉樹人工林区間の開空度は平均で1.5%であったが、伐採後の2010年11月には15.9%に上昇し、広葉樹二次林区間の値(15.3%)と同等になった(図4.6.3)。

人工林区間では伐採前の水生昆虫個体数が広葉樹二次林区間に比較して著しく少なかったが、伐採後1年

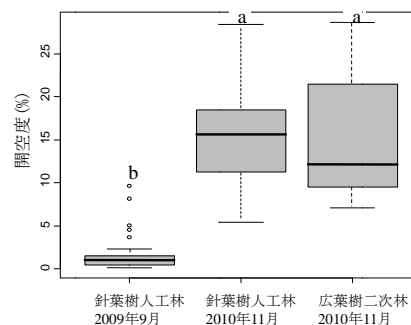


図4.6.3.各森林タイプにおける開空度(%)

間で広葉樹二次林区間と同等まで回復した (図 4.6.4)。広葉樹二次林区間では、季節変動と思われる個体数の増加・減少が認められたが、針葉樹人工林区間の水生昆虫の個体数変動は、季節変動とは異なる明らかな増加傾向を示した。個体数の増加傾向は捕食者以外の摂食機能群すべてで認められ、とくに堆積物収集者と剥ぎ取り食者で顕著であった。伐採前の個体数が極端に少なかった破砕食者でも、わずかながら個体数の増加があった。これらの増加には、林冠の疎開だけでなく、伐採直後に発生したスグリターの供給も影響していると考えられた。

また、種多様性も伐採翌年に増加する傾向が認められ、伐採翌年の 2010 年 4 月以降は、広葉樹二次林区間の種多様度と同等になった。これにも、針葉樹リター供給量の一時的な増加が影響していると考えられた (図 4.6.5)。

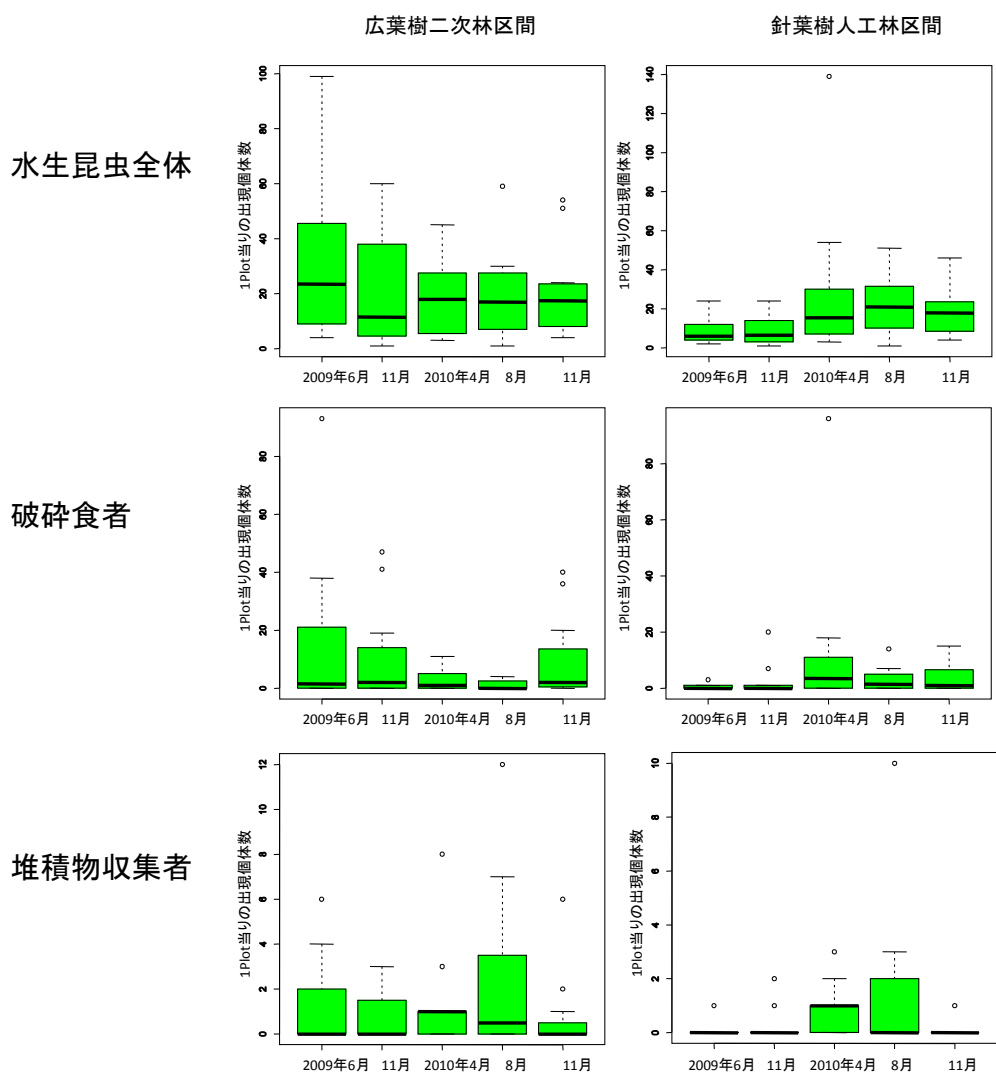


図4.6.4. 採集された水生昆虫の各サンプリング時期の1Plot当りの出現個体数

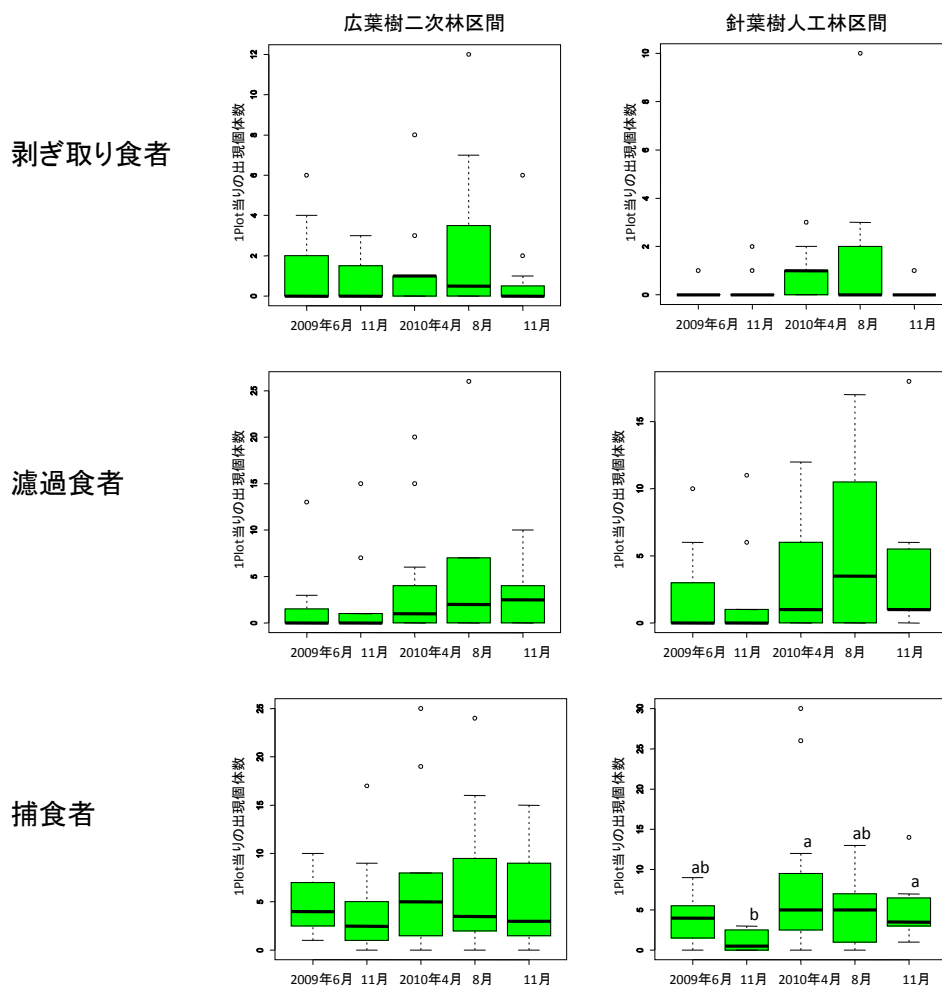


図4.6.4. 採集された水生昆虫の各サンプリング時期の1Plot当りの出現個体数(続き)

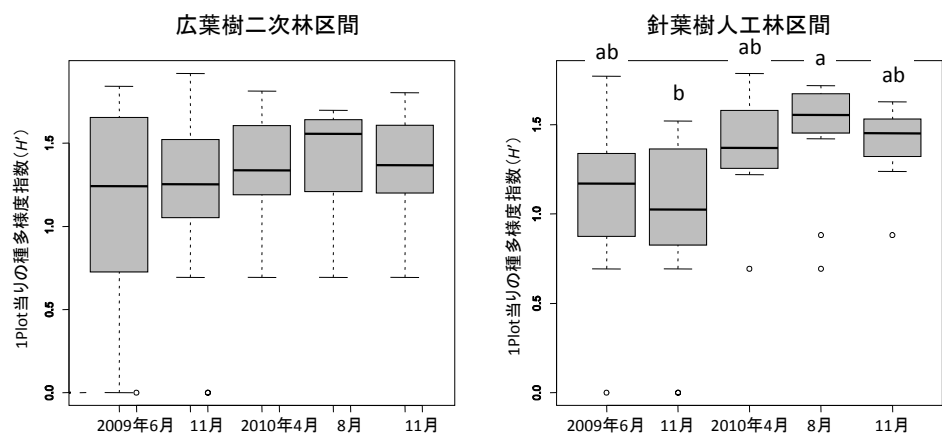


図4.6.5. 各サンプリング時期の1Plot当りの種多様度指数(H')

(2) 伐採3年後の光環境と水生昆虫相の豊富さおよび多様性

伐採3年後における伐採強度ごとの林冠開空度を決定樹分析で解析したところ、開空度18.4%を閾値として、暗環境（伐採率0%および30%）と明環境（伐採率70%および100%）に区分された（図4.5.6）。そこで、これ以降はこの閾値で区分した明環境と暗環境間で比較を行った。

伐採3年後には、伐採強度の高かった明環境で、暗環境に比べて水生昆虫の個体数（図4.5.7）と種多様度（図4.5.8）が高く、特に溪流内の淵部分で有意な差が見られた。これは堆積物収集者および剥ぎ取り食者の増加によるものであり、林冠疎開によって水中の藻類一次生産が増加したことによると推察された。

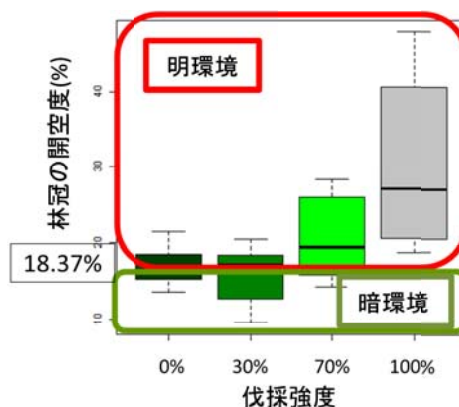


図4.5.6. 人工林区間における伐採強度ごとの林冠開空度
開空度18.37%を閾値として明環境と暗環境を区分した。

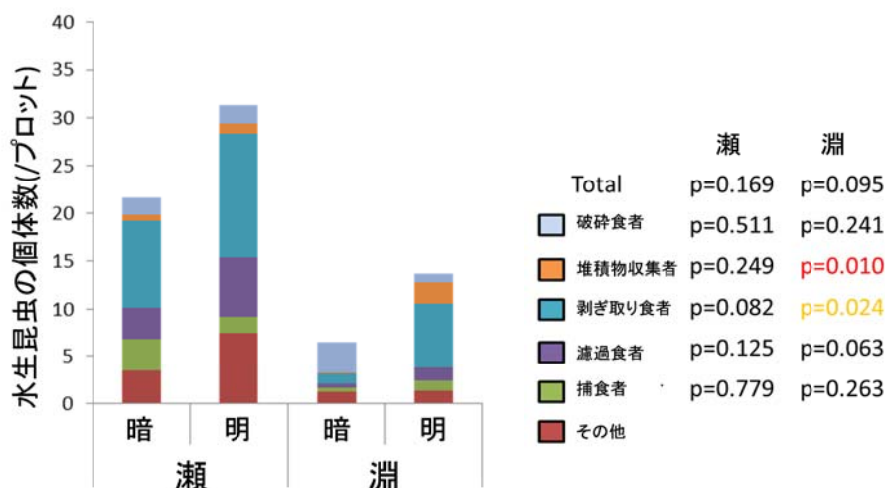


図4.5.7. 人工林区間の瀬・淵の明・暗環境における水生昆虫の個体数と明・暗環境間差の有意水準

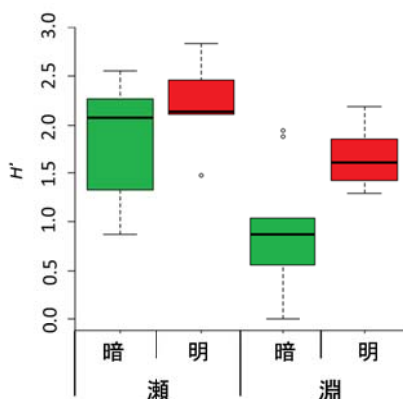


図4.5.8. 人工林区間の瀬・淵の明・暗環境における種多様性指数H'の比較

(3) まとめ

以上の結果から、溪畔域の針葉樹の部分伐採は水棲昆虫相の個体数増大および多様性の回復に効果があり、とくに淵部分での強度の伐採が有効であるといえる。また、伐採に伴い一時的に河川に供給されるスグリターも、水生昆虫の資源として一定の役割を果たしているといえる。しかし、剥ぎ取り食者にとっては、食物資源である藻類生産を阻害する要因ともなるため、河川全域をスグリターが覆うような状況は避けるべきであるといえる。

5.まとめ

本課題によって、以下のことが明らかとなった。

- ・ 暖温帯溪畔域では現存母樹が乏しい場合、上木の部分伐採や地表処理のみによって本来の天然生溪畔林へ誘導することは困難である。
- ・ 落葉性を主とする溪畔林構成種の更新には強度の伐採が必要と考えられ、種子源が比較的多い場合は林床処理によって本来の溪畔林への誘導を促進できる可能性がある。
- ・ 凶作の翌年の豊作など堅果被食率が低くなるケースでは、林地への枝条散布によりげっ歯類の貯食堅果からの更新を促進できる可能性がある。
- ・ 堅果の人工播種による更新は非常に困難であり、実施においては分散播種と被食防衛が必須である。
- ・ 人工林化による種多様度の低下は、溪畔域の中でも流路に近い微地形（低位段丘や河床付近の露岩部）で著しく、植生の総被度のような量的な衰退よりも多様度に代表される質的な劣化を引き起こしている。
- ・ 溪畔林の植物種多様性を回復させるためには、特定の微地形のみを対象としたり、一定の伐採強度のみを適用するのではなく、複数の微地形に対して異なる伐採強度を組み合わせ、伐採面をパッチ状に分散配置することが効果的である。
- ・ 溪畔域で水面上部が閉鎖した針葉樹人工林の部分伐採は、水棲昆虫相の個体数増大および種多様性の回復に効果があり、とくに淵を覆う林分での強度の伐採が有効である。

これらの成果は、あくまで短期的な調査に基づくものであり、樹木の生活史や森林の更新の時間スケールから考えると、極めて短期的な動態をとらえたに過ぎない。したがって、ここに提示した管理指針も、長期的にみて必ずしも確定的なものではない。今後、戦後の拡大造林地が伐期を迎え、主伐に伴う溪畔林再生事例も増加すると予想されることから、本試験地の長期モニタリングや他の事例分析も含めて、溪畔林再生という長期的な事業を順応的に進めるための知見を継続して収集していく必要がある。