

北海道十勝地方の都市人工林における木本実生の侵入定着過程と
天然更新を促進する管理方法に関する研究

岩手大学大学院連合農学研究科

生物環境科学専攻

(帯広畜産大学)

宮崎 直美

目次

第1章	はじめに	1
1-1.	研究の背景と目的	1
1-2.	これまでの研究と本研究の位置づけ	3
1-2-1.	都市人工林での木本実生の侵入定着過程に関する研究	3
1-2-2.	都市人工林での管理方法に関する研究	5
1-3.	本研究の構成	7
1-4.	調査地の概要	9
1-4-1.	帯広市の概要	9
1-4-2.	都市公園「帯広の森」の概要	9
1-4-3.	調査地の概要	11
第2章	植栽後30年以上が経過した都市人工林の木本実生の定着状況と林分タイプ	13
2-1.	はじめに	13
2-2.	調査地と方法	14
2-2-1.	林相, 林床優占種の区分と相観植生図の作成	14
2-2-2.	林相ごとの光環境調査	14
2-2-3.	調査対象樹種の選定と分布調査	14
2-3.	結果	16
2-3-1.	林分タイプの区分	16
2-3-2.	林相ごとの光環境	16
2-3-3.	林分タイプごとの木本実生の分布	22
2-4.	考察	31
2-4-1.	林相ごとの光環境と林床優占種	31
2-4-2.	林分タイプの違いによる木本実生の定着	31
2-5.	まとめ	33
第3章	都市人工林に自然侵入した木本実生の樹齢推定式の検討	34
3-1.	はじめに	34
3-2.	材料と方法	35
3-2-1.	対象樹種	35
3-2-2.	地際直径, 樹高, 樹齢の実測調査	35
3-2-3.	樹齢推定方法	35
3-2-4.	林分の異なる樹齢推定式の適用性の検討方法	36
3-3.	結果と考察	37

3-3-1. 地際直径, 樹高, 樹齢の実測値	37
3-3-2. 樹齢推定式の作成とその有効性	37
3-3-3. 樹齢推定式の適用性の検討	41
3-4. まとめ	43
第4章 広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「現在」の侵入定着 過程の検討	44
4-1. はじめに	44
4-2. 調査地と方法	45
4-2-1. 調査区の設定	45
4-2-2. 高木層の調査, 樹冠投影図・植生断面図の作成	45
4-2-3. 林床植生調査	45
4-2-4. 光環境調査	45
4-2-5. 土壌条件調査	46
4-2-6. 種子の散布調査	46
4-2-7. 木本実生(7年生以下)の生育調査	46
4-3. 結果	50
4-3-1. 調査区ごとの林分構造	50
4-3-2. 調査区ごとの林床植生	54
4-3-3. 調査区ごとの光環境	54
4-3-4. 調査区ごとの土壌条件	57
4-3-5. 調査区ごとの種子の散布状況	57
4-3-6. 調査区ごとの木本実生(7年生以下)の生育	60
4-4. 考察	63
4-5. まとめ	65
第5章 広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着 過程の検討	66
5-1. はじめに	66
5-2. 調査地と方法	67
5-2-1. 調査区における木本実生(8年生以上)の生育調査	67
5-2-2. 調査区と同じ遷移系列上の林分における林分構造・林床植生調査	67
5-3. 結果	71
5-3-1. 調査区における木本実生(8年生以上)の生育	71
5-3-2. 7年生林分の林分構造・林床植生	74
5-3-3. 10年生林分の林分構造・林床植生	74

5-3-4. 15 年生林分の林分構造・林床植生	74
5-3-5. 20 年生林分の林分構造・林床植生	75
5-3-6. 25 年生林分の林分構造・林床植生	76
5-4. 考察	92
5-4-1. 広葉樹林調査区の林内環境の推測と木本実生の侵入定着過程に与えた影響	92
5-4-2. 針葉樹林調査区の林内環境の推測と木本実生の侵入定着過程に与えた影響	93
5-5. まとめ	94
第 6 章 広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の推移過程の予測	95
6-1. はじめに	95
6-2. 材料と方法	96
6-3. 結果と考察	97
6-3-1. 広葉樹林調査区の木本実生の推移過程の予測	97
6-3-2. 針葉樹林調査区の木本実生の推移過程の予測	98
6-4. まとめ	101
第 7 章 十勝平野部の都市人工林における木本実生の侵入定着過程モデルの検討	102
7-1. はじめに	102
7-2. 材料と方法	103
7-2-1. モデル化に使用するデータ	103
7-2-2. モデル化の前提条件	103
7-3. モデル化	104
7-3-1. 落葉広葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程のモデル	104
7-3-2. 常緑針葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程のモデル	109
7-4. まとめ	112
第 8 章 十勝平野部の都市人工林における天然更新を促進する管理方法の検討	113
8-1. はじめに	113
8-2. 高木層の管理が林床優占種の出現に与える影響	114
8-3. 目標林型の設定パターン	115
8-4. 落葉広葉樹人工林における天然更新を促進する管理方法の検討	117
8-4-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合	117
8-4-2. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が高い場合	119
8-5. 常緑針葉樹人工林における天然更新を促進する管理方法の検討	120
8-5-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合	120
8-5-2. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が高い場合	122

8-6. まとめ	123
第9章 おわりに	124
9-1. 総合考察	124
9-1-1. 都市人工林における木本実生の侵入定着過程	124
9-1-2. 都市人工林における天然更新を促進する管理方法	126
9-2. 今後の課題	128
謝辞	130
引用文献	132
要旨	137

第1章 はじめに

1-1. 研究の背景と目的

都市への過度な人口の集中，産業化が進んだことにより，1970年代以降，国内において都市の環境保全や防災等の機能，生物の生息空間の確保，市民のレクリエーションやコミュニティの場として，都市緑地が注目されてきた（市村・黒澤 2005）。自然再生，都市再生の一環として，林の造成が企画されることもあり（森本・小林 2007），本研究では「都市域で新たに樹木を植栽して創出された森林を都市人工林」と定義する。

国内での都市人工林の事例としては，1910年代に造成された明治神宮の森や1970年大阪万国博覧会後につくられた万博記念公園自然文化園地区（森本・小林 2007），各地の大規模工場，空港，湾港などに整備された緑地（前中 1989，中島ら 1998），帯広市の都市公園「帯広の森」などが挙げられる。どの事例も自然性の高い森林の再生を目標としている。

都市人工林が地域本来の自然生態系の復元を目指す場合，自然の摂理によって天然更新される森林の回復が求められる（鷲谷 2005）。坂本（1984）は，都市人工林の更新過程においても，自然林と同じように林床で耐陰性樹種を中心とした実生個体群が維持され，恒常的に存在することが必要としている。さらに，坂本は実生個体群の恒常性の把握には，実生個体群の年齢組成に自然条件が与える影響を検討することも重要としている。しかし，樹木の生育を数十年以上にわたり追跡して観察し続けることは困難であり（安江 2012），植栽後に長期間が経過した林分において木本実生の年齢組成を扱った研究事例は見当たらず，都市人工林での天然更新の過程は不明なところが多い。林分情報のなかで木本実生の生育状況などの記録が残されていない場合，実生の樹齢情報は現存する個体の成長経過から推定する以外に方法はない（小見山 1989）。木本実生の地際直径などの成長経過から年齢組成を明らかにできれば，現在の林内環境が木本実生の生育に与える影響だけでなく，過去の林内環境が木本実生の生育に与えた影響を分析することで，都市人工林における長期的な視点での木本実生の侵入定着過程を把握することが可能である。したがって，都市人工林の更新過程の知見を得るには，木本実生の年齢組成における種組成や樹種の生存状況といった基本的な情報の収集と蓄積をおこない，林分の生育段階ごとの林内環境が木本実生の生育に与えてきた影響を検討することで，木本実生の侵入定着過程を把握することが重要と考えられる。

また，一般に人工林では複層の林冠，樹木サイズの分散，枯木や倒木などによって生じる異質的な構造が欠如し（Moore & Allen 1999，塩田ら 2004），種多様性の減少を招いていること（Quin *et al.* 1997，塩田ら 2004）が指摘されている。塩田らは植栽後約30年が経過した照葉樹人工林において高伐採率および低伐採率で間伐した人工ギャップの形成により，木本実生の種多様化を図っている。高伐採率によりギャップの規模が大きくなると，土壌の乾燥など林内環境の変化が木本実生の生育に阻害をもたらす可能性があり，早期に階層構造の形成を目指す場合には管理のなかで高木層の伐採率を考慮する必要があるとし

ている。高木層は林内環境に影響を与えると同時に、林床植生の出現と生育を制限する重要な要因となっている（李 2005）。したがって、都市人工林で長期的な視点での木本実生の侵入定着過程を把握するなかでは、林分の生育段階における高木層の閉鎖状況に着目した林内環境の把握をおこなない、間伐などの高木層の管理においてもギャップの規模に考慮した管理技術が必要と考えられる。

また近年では、「生物多様性国家戦略 2012-2020」（環境省 2012）に基づき、各地で「生物多様性地域戦略」の策定が進んでいる。都市域の公園・緑地においても、地域レベルでの生物多様性保全のみならず、健全な生態系の回復を図る管理が望まれている。

本研究では、調査対象地域を北海道の十勝地方とする。十勝地方は、森林群落として落葉広葉樹林、常緑針葉樹林が形成されている（只木 1977）。これまで、国内の都市人工林で木本実生の侵入定着の現状分析および管理方法の提案をおこなった研究事例は、関東から西日本の低地にみられる照葉樹人工林でしか見当たらない（塩田ら 2004）。東日本や北海道にみられる落葉広葉樹人工林や常緑針葉樹人工林での都市人工林の木本実生の侵入定着過程の把握をおこなうことで、地域にあわせた都市人工林の天然更新を促進する管理方法の提案が可能になる。

そこで、本研究では北海道十勝地方の植栽後 30 年以上が経過した落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林を対象として、1) 現在の侵入定着過程を把握するために、木本実生（7 年生以下）の年齢組成に影響を与える林内環境の要因（林冠・林床・光・土壌・種子散布）を分析し、2) 過去の侵入定着過程を把握するために、木本実生（8 年生以上）の年齢組成に影響を与える過去の推定林内環境の要因（林冠・林床・光）を分析したうえで、3) 高木層の閉鎖状況に着目して木本実生の侵入定着過程パターンをモデル化し、4) 木本実生の侵入定着過程を促進する高木層の管理技術を考案することにより、都市人工林での木本実生の侵入定着過程の把握と天然更新を促進する管理方法の提案をおこなうことを目的とする。

1-2. これまでの研究と本研究の位置づけ

1-2-1. 都市人工林での木本実生の侵入定着過程に関する研究

国内の都市人工林で木本実生の侵入定着を扱った研究は、照葉樹人工林における事例が多く（坂本 1984, 坂本 1985, 夏原ら 2000, 服部ら 2001, 塩田ら 2004, 李 2005, Lee and Fujii 2007, 李ら 2007）、落葉広葉樹人工林では田端・森本（2012）の事例のみであり、常緑針葉樹人工林についての事例は見当たらない。

落葉広葉樹人工林の事例では（田端・森本 2012）、植栽後 5 年が経過した段階での高木性樹種の侵入定着状況を明らかにしている。植栽後間もない明るい林内では、目標植生を構成するエノキ（*Celtis sinensis* Pers.）およびムクノキ（*Aphananthe aspera* (Thunb.) Planch.）などの先駆的な木本実生の生育が良好にみられる結果であった。課題として、植栽木の生育に伴う林床の光環境の変化のなかで、木本実生の侵入定着状況が大きく変動することが予想されるため、継続的な調査が必要であるとしている。このことから、落葉広葉樹人工林において植栽後に長期間が経過するなかでの林分構造や林床植生に伴う光環境の変化を踏まえ、木本実生の侵入定着過程を把握することが重要であると考えられる。また、田端・森本（2012）の事例は近畿地方の暖温帯落葉広葉樹林を扱ったものであり、東日本や北海道に分布する冷温帯落葉広葉樹林についても焦点を当てた研究をおこなう必要がある。

また、植栽後の時間経過を踏まえた木本実生の侵入定着過程の把握をおこなうにあたっては、これまでに照葉樹人工林を扱った先行研究から以下の情報の収集と蓄積が必要と考えられる。坂本（1984）は植栽後約 10 年が経過した閉鎖林冠下において、木本実生の 1 年間の生存調査をおこない、耐陰性の高い樹種の実生個体群の形成がみられたことを明らかにしている。このなかで、実生個体群の恒常性を長期的に把握するためには、自然環境条件が実生個体群の年齢組成に与える影響を検討することが重要であるとしている。しかし、樹木の生育を数十年以上にわたり追跡して観察し続けることは困難であり（安江 2012）、植栽後に長期間が経過した林分において木本実生の年齢組成を扱った研究事例は見当たらず、都市人工林での天然更新の過程は不明なところが多い。

年齢組成を明らかにできれば、現在の林内環境が木本実生の生育に与える影響だけでなく、過去の林内環境が木本実生の生育に与えた影響を分析することで、都市人工林における長期的な視点での木本実生の侵入定着過程を把握することが可能となる。木本実生の侵入定着に影響を与える林内環境は、光環境以外にも以下の要因が先行研究のなかで扱われている。都市人工林は種子の供給源が限定的な場合があることから（田端・森本 2012）、服部ら（2001）は母樹の有無など種子供給源の存在に着目した植物種多様性の把握をおこなっている。また、李ら（2007）は異なる林分においては種子の散布状況を踏まえた木本実生の侵入定着状況の比較が必要であるとしている。さらに、夏原ら（2000）は種組成の比較には、種子の散布型にも考慮した侵入定着状況を検討するべきであるとしている。自然環

境条件については、佐々木ら（2007）が土壌特性を取り上げ、林分構造や林冠構成種の更新状況との関係を検討している。宮崎（2010）は、植栽後約25年が経過した人工林において、林床にミヤコザサが優占する場所や外来草本のオオアワダチソウが優占する場所において、植物種数が低いことを報告しており、林床植生の状態も木本実生の侵入定着過程を把握する際に重要である。

また、林分の成長に伴う長期間の林内環境を把握するには、林分情報に記録が残されていない場合、過去にさかのぼって林内環境を把握することは困難なことが多い。このような場合に以下の先行研究では、林相などが同じで林齢の異なる同じ遷移系列上にある林分の構造や植生を縦断的に検討することで、林分の遷移過程および林内環境の変化を推測している。今・沖津(1995)は落葉広葉樹であるハルニレ (*Ulmus davidiana* Planch. var. *japonica* (Rehder) Nakai) の自然林を対象として林分構造や立地の異なる三ヶ所の自然林の構造を比較することにより、安定した立地および不安定な立地でのパターンに分けて更新過程の推測をおこなっている。さらに、井藤ら（2008）は林齢の異なる3年生～84年生までの9林分の照葉樹二次林において、遷移に伴う萌芽株の構造の変化が林分構造の変化に与える影響を検討し、照葉樹二次林の発達過程や光環境の変化を推測している。このことから、過去の林内環境は同じ遷移系列上にある林齢の異なる林分の構造や植生から推測できるものと考えられた。したがって、都市人工林の更新過程の知見を得るには、植栽後に長期間を経た木本実生の年齢組成における種組成や樹種の生存といった実生の生育状況を把握し、現在の林内環境および推測される過去の林内環境との関係を分析することにより、時間経過を踏まえた木本実生の侵入定着状況を検討する必要があると考えられる。

年齢組成の把握について、林分情報に木本実生の生育状況などの記録が残されていない場合、実生の樹齢情報は現存する個体の成長経過から推定する以外に方法はない（小見山1989）。これまでに、都市人工林で自然侵入する木本の樹齢推定を扱った研究は見当たらない。都市人工林以外で現存木本から樹齢情報を得た研究例としては、藤原ら（2007）が海岸クロマツ (*Pinus thunbergii* Parl.) 林で枯死した大径木の伐倒により、地際直径と樹齢との関係式から樹齢推定をおこなっている。また、梅澤（2011）はカラマツ (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière) 耕地防風林を対象に樹齢と樹高との関係式から樹齢推定をおこなっている。都市人工林内に自然侵入する木本実生からも、円盤採取による樹齢解析と、地際直径および樹高と樹齢との相関関係から樹齢推定式を得ることができれば、都市人工林に自然侵入する木本実生の物理的破壊を最小限に留めながら、多くの樹齢情報を効率よく得ることが可能となる。そこで本研究では、都市人工林に自然侵入する木本実生の樹齢情報の取得のため、地際直径および樹高と樹齢との関係から樹齢推定式を得る方法についても検討をおこなった。

したがって、本研究では都市人工林における木本実生の侵入定着過程を把握するため、これまで扱われてこなかった落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林を対象として、植栽から長期間が経過した木本実生の年齢組成における種組成や樹種の生存状況といった情報を取

集・蓄積し、現在の林内環境が木本実生の生育に与えた影響および推測される過去の林内環境が木本実生の生育に与えた影響をそれぞれ分析することで、時間経過を踏まえた木本実生の侵入定着状況を検討することを目指した。

1-2-2. 都市人工林での管理方法に関する研究

植栽から長期間が経過した照葉樹人工林の研究では、エコロジー緑化などの過密な植栽方法がとられた林分において、高木種の植栽を中心とした林内は樹齢や樹高が斉一であるうえ、種組成と空間構造の両面で多様性が低く、林床植生が乏しいことを指摘している（前中 1989, 近松ら 2002, 服部ら 2003）。塩田ら（2004）は植栽後約 30 年が経過した高木層のみの単層化した照葉樹人工林において、群落構造と木本実生の生育状況を調査している。人工林では目標とする落葉広葉樹二次林に比べて胸高直径 2 cm~10 cm の木本実生の小径木が少なく、下層群落が発達していなかった。単層化した常緑性の暗い林内では、出現した木本実生の多くが生存できず、十分な更新がおこなわれていないことを指摘している。さらに、塩田らはこの研究のなかで林内に人工ギャップを形成することで、木本実生の種の多様化を図っている。高伐採率および低伐採率で間伐したそれぞれの処理区において、当年生実生の個体数および種数の増加がみられた。ただし、高伐採率を施したギャップ下では、土壌の乾燥により木本実生の出現が減少する傾向にあった。このことから、ギャップの規模が大きくなると林内環境の変化が木本実生の生育に阻害をもたらす可能性があり、早期に階層構造の形成を目指す場合には高木層の伐採率に考慮する必要があるとしている。また、李（2005）、Lee and Fujii（2007）も植栽後 23 年が経過した照葉樹人工林の単層林および複層林において、30 m² および 50 m² の異なる大きさの 2 つの人工ギャップを形成し、林内環境と林床植生の動態を調査している。50 m² ギャップでは、遷移後期種の木本実生の出現率が低かったため、過剰な光量の上昇は耐陰性の高い木本実生の出現を促進することにつながらないことを示している。また、30 m² ギャップでは先駆的な樹種の実生の出現が遅延したこともあり、遷移後期種の木本実生の生育に有利であった。このことから、林冠を構成する高木層は、林内環境に影響を与えると同時に、林床植生の出現と生育を制限する重要な要因であることが確認された。また、李は 30 m² ギャップにおける光量の上昇は一時的・局所的であることから、3 年~4 年でギャップ形成を繰り返す必要があるとしている。このように、高木層の管理状況は、林内の光環境を変化させることから、木本実生の侵入定着過程に影響を与える重要な要因のひとつである。

人工林における植栽木からなる高木層は、植栽後から目標林へ向かう長期間のなかで、樹高などのサイズ、高木層の樹木の密度、枯木によるギャップの規模などが変化する。このような時間経過のなかでの高木層の持つ情報は、林内環境が木本実生の侵入定着過程に与える影響を検討するうえで極めて重要である。時間経過を踏まえた目標林までの高木層の動態、木本実生の侵入定着過程の予測をモデル化により構築できれば、林分の生育段階ごとの木本実生の侵入定着状況の進行の把握が可能になる。また、時間経過を踏まえた高

木層の動態，木本実生の侵入定着過程が示されることによって，目標林型に合わせた林分の生育段階ごとの天然更新を促進する管理方法を検討することも可能となる。

したがって，本研究では落葉広葉樹人工林，常緑針葉樹人工林における生育段階ごとの木本実生の侵入定着過程の進行の把握と天然更新を促進する管理方法を提案するため，高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程のパターンをモデル化し，木本実生の侵入定着過程を促進する高木層の管理技術を検討することを目指した。

1-3. 本研究の構成

本論文は第1章から第9章からなる。

第1章（本章）では、都市人工林に関わる現状や課題などを整理したうえで、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程の把握と天然更新を促進する管理方法の提案をおこなう目的と本研究の位置づけを示した。

第2章では、植栽後30年以上が経過した落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林およびモザイク状に混交した針広混交林において、木本実生が定着した林内環境の特性を検討するため、林内を林分タイプ（林相－林床優占種）で区分し、林分タイプごとの木本実生の定着状況と林内環境との関係を分析する。

第3章では、都市人工林に自然侵入した木本実生の樹齢推定式を検討するため、地際直径および樹高と樹齢との関係から樹齢推定式を得る方法を検討し、異なる林分での樹齢推定式の適用性の検証をおこなう。

第4章では、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「現在」の侵入定着過程の検討をおこなうため、木本実生（7年生以下）の年齢組成に影響を与える林内環境の要因（林冠・林床・光・土壌・種子散布）を分析する。

第5章では、2つの目的を含む。1つ目は、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着過程の検討をおこなうため、木本実生（8年生以上）の年齢組成を把握する。2つ目は、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着過程を検討するため、調査地と同じ遷移系列上にある林分の構造や林床植生から調査地の過去の林内環境を推測し、木本実生（8年生以上）の年齢組成に影響を与える推測された過去の林内環境の要因（林冠・林床・光）を分析することにある。

第6章では、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における「将来」の木本実生の推移過程を予測するため、今後の高木層および林床植生の動態に基づく木本実生の生育状況の推移を分析し、将来の林内環境が木本実生の種組成や樹種特性に与える影響を検討する。

第7章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林における高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程パターンをモデル化するため、木本実生の「現在」および「過去」の侵入定着過程とそこから予測した「将来」の推移過程を林分の生育段階ごとに示し、植栽後から植栽後約60年に至るまでの木本実生の侵入定着過程モデルを構築する。

第8章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林において、木本実生の侵入定着過程を促進する高木層の管理技術を考案するため、第7章の高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程モデルに基づき、目標林型のパターンにおける植栽木の減少割合に応じた高木層の管理により木本実生の定着を進行させる方法を検討する。

第9章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程の把握と天然更新を促進する管理方法の提案について、これまで明らかとなっている都市人工林の現状や課題と照らし合わせて総合考察をおこない、今後の研究の課題を示す。

以上の構成に基づき、第2章から第6章までの調査研究により、北海道十勝地方の植栽後30年以上が経過した落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林を対象として、都市人工林での木本実生の侵入定着過程の把握をおこない、第7章と第8章のモデル研究により、都市人工林での天然更新を促進する管理方法の提案をおこなった。

1-4. 調査地の概要

本研究の調査地は、都市域で自然林の復元を目指す緑地帯が造成された北海道帯広市の都市公園「帯広の森」内の落葉広葉樹人工林（以下落葉広葉樹林）および常緑針葉樹人工林（以下常葉針葉樹林）とした。

1-4-1. 帯広市の概要

帯広市は、穏やかに傾斜する盆地状の十勝平野の中心部に位置し（図 1-1）、市域の 60% は平坦であり、他は日高山系の山岳地帯となっている（帯広市緑化環境部公園と花の課 2003）。帯広市は十勝地方（1 市 16 町 2 村）の中心都市であり、人口は約 17 万人である（帯広市 2019）。人口は帯広駅を中心とする市街地とその周囲の住宅地に集中し、それらを囲むように郊外には農耕地が広がっている（藤巻・戸田 1981）。年平均気温 6.8°C、年降水量 888 mm であり、農業が主産業の田園都市である（帯広市 2019）。市内は、農協施設や卸売市場、食品加工施設、選果場などが集積しており、運送業とともに、十勝地方や道東圏・北海道外へ出荷する流通・加工を担っている（帯広市 2019）。また、帯広市の卸売業・小売業の年間商品販売額は 6,510 億円であり（総務省統計局 2019）、十勝地方の約 67% を占めている（帯広市 2019）。

帯広市緑の基本計画によると（帯広市緑化環境部公園と花の課 2003）、1984 年と 2001 年における市内の緑被率（樹林地と草地をあわせた面積）の経年変化は、25.4% から 23.5% に減少している。緑被率の減少の主な要因は、住宅地化によるものである。緑被率の改善にあたっては、市街地の樹木や河畔林などの既存の緑地の保全および住宅地化や土地利用の進展で失われた緑地に変わる新たな緑地づくりが必要であるとしている。緑地の保全および緑化推進のための施策のひとつとして、都市公園「帯広の森」を緑の核とした市民協働による緑づくりが位置づけられている。

1-4-2. 都市公園「帯広の森」の概要

「帯広の森」は帯広市街地の外縁部に造成され（図 1-1）、面積 406.5 ha、幅約 550 m、延長約 11 km の公園施設、河川などを含む緑地帯である（帯広市 2019）。緑づくりの場、公害・災害の防止、微気象・環境の緩和、生物生息環境の保全、自然学習の場、スポーツ・レクリエーション・休息・休養の空間としての役割を果たすことが期待されている（帯広市緑化環境部公園と花の課 2003、帯広市 2019）。帯広の森 20 年史（1995）および帯広市（2009）によると、帯広の森の構想は第 5 代市長の吉村博（任期：1955 年～1974 年）によるものである。1959 年に帯広市総合計画が策定され、まちづくりのテーマを「近代的田園都市」とし、地域の自然環境を生かすまちづくりの方向性が示された。このなかには、土地利用の計画として市街地外縁部の緑地帯の設置が包含されていた。その後、1969 年に吉村市長がオーストリアのウィーンの森を訪問したことを契機に、「帯広の森」の構想は具体化された。1971 年の第 2 期帯広市総合計画で、「帯広の森」はまちづくりの主要な施策として明確に決定された。1975 年に「帯広の森計画基礎調査報告書」および「帯広の森造成

計画書」が策定され、立地区分に応じた植栽とその後の育成の過程が示された。

もともと農耕地だった帯広の森の計画地（406.5 ha）は、1975年からの植栽により143.2 haが人工林として造成された（帯広の森40周年記念事業実行委員会 2015）。人工林の目標としては、立地区分にあわせた郷土種を主な構成樹種とし、可能な限り自然の要素を用いて自然の法則に従う森をつくるとしていることから（帯広市都市開発部公園緑地課 1975a, 帯広の森20周年記念実行委員会 1995）、地域本来の自然林の復元を目指すものである。

帯広の森の施策が決定された後、森の造成には膨大な費用がかかることが予想されたことから、「市民の立場で積極的に森づくりを推進しよう」という市民運動が起こった（帯広の森20周年記念実行委員会 1995, 帯広市 2019）。市民有志による「帯広の森市民植樹祭実行委員会」が組織され、市と同実行委員会の共催により、1975年6月に第1回市民植樹祭が開催された（帯広の森20周年記念実行委員会 1995, 帯広市 2019）。その後、市民植樹祭は毎年5月に4,000人～6,000人におよぶ参加者により継続された（帯広市 2019）。植栽用地の減少に伴い、市民植樹祭は2004年の第30回で終了している（帯広市 2019）。30年間の植樹実績は、参加者約148,000人、針葉樹13種約75,600本、広葉樹42種約154,000本の計55種約230,000本に及んだ（帯広市 2019）。また、植樹祭開始から15年を過ぎた1991年から、植栽木の混みあった林で育成管理が必要になったことから、下枝切りや間伐を中心とした市民育樹祭が開催された（帯広の森40周年記念実行委員会 2015, 帯広市 2019）。安全確保の難しさから、市民育樹祭は2005年までの15回で終了している（帯広の森40周年記念実行委員会 2015, 帯広市 2019）。この間、植栽後約10年～20年が経過した林分において、下枝切りや間伐が実施された。15年間の育樹実績は、81.1haを対象に、参加者約13,000人、約4,900本に及んだ（帯広市 2019）。

その後の森の育成管理は、市の業務委託による間伐のほか、1997年から市民団体に活動エリアを提供するかたちで実施されている（帯広の森40周年記念実行委員会 2015）。2019年度時点で、11団体が活動をおこなっている。育成管理に関わる活動内容としては、間伐、下枝切り、在来植物の播種・移植およびゴミ拾いなどがおこなわれている（帯広の森40周年記念実行委員会 2015）。市民団体が外来草本のオオアワダチソウ（*Solidago gigantea* Aiton subsp. *serotina* (Kuntze) McNeill）の刈り取りを10年間継続した落葉広葉樹林内では、刈り取りを実施していない林分と比べ、オオアワダチソウの被度は10分の1であることが確認された（宮崎 2010）。林床でのオオアワダチソウの抑制は、在来植物の生育を促進できるものと考えられた。市民団体による継続した森づくり活動は、市では及ばない多様な森の育成管理を実現しており、目標とする森への育成を助ける大きな貢献であるといえる。

さらに、2010年からは森の育成管理・利活用の拠点施設「帯広の森・はぐくむ」が開設された。この拠点施設では、主に小中学校へ森づくり体験などの学習プログラムを実施するほか、自然観察会などの森に親しむ普及行事の開催、個人ボランティアを募ることによる森の人材育成などがおこなわれている。

広域的な生態系管理の実現・達成に当たっては、研究者などの専門家や行政だけの力で

は不十分であり、その地域に住んでいる市民の協力が必要不可欠である（小松ら 2015）。「帯広の森」では、市民団体による森の育成管理活動や、拠点施設での行事や小中学校での森づくり体験などにより、市民協働で森の育成管理の実現、継続および目標の達成に向けての体制は整備されている。

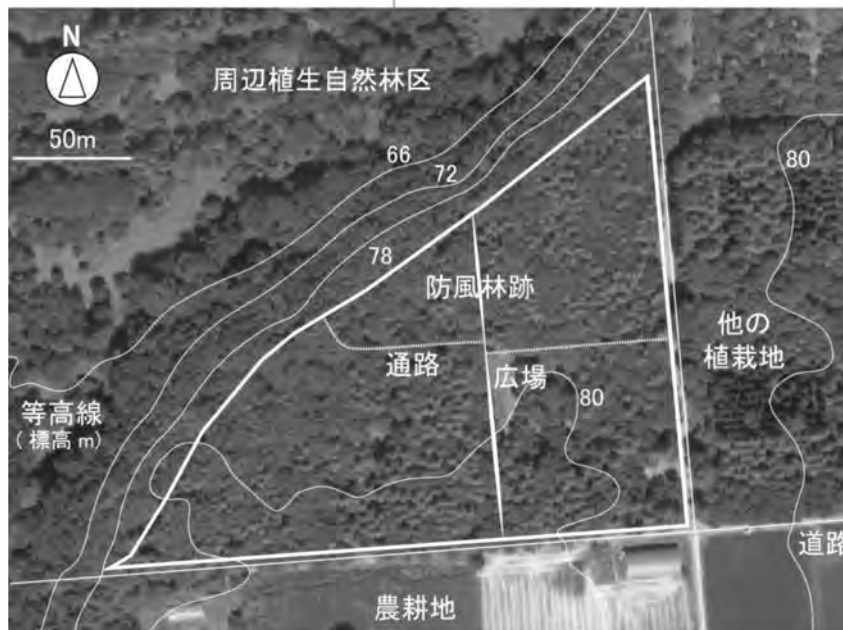
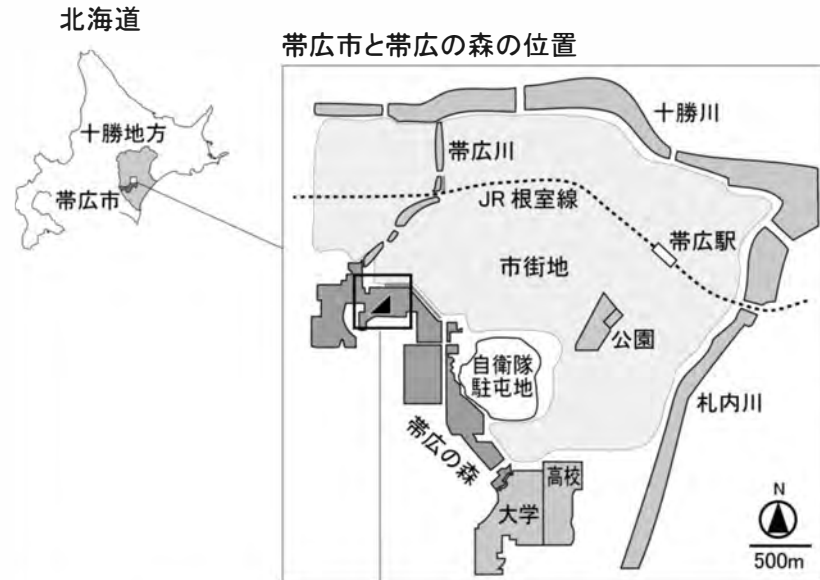
1-4-3. 調査地の概要

本項では全調査に共通する落葉広葉樹林、常緑針葉樹林の情報を記載する。詳細な調査区の設定等は各章で個別に記載する。調査地として設定したのは、「帯広の森」から選定した1983年植栽の人工林区(3.9 ha)である(図 1-1)。地形としては河岸段丘面の台地、土壌は乾性腐植質火山灰土壌、潜在植生はカシワ (*Quercus dentata* Thunb.)、ミズナラ (*Quercus crispula* Blume) と報告されている(帯広市都市開発部公園緑地課 1975a)。調査地は西部で河岸段丘崖からなる周辺植生自然林区と隣接する。周辺植生自然林区の段丘崖上部はミズナラ-ミヤコザサ (*Sasa nipponica* (Makino) Makino et Shibata) 群落、低地はヤチダモ (*Fraxinus mandshurica* Rupr.) -オオバナノエンレイソウ (*Trillium camschatcense* Ker Gawl.) 群落である(帯広市都市開発部公園緑地課 1975a)。

植栽以前の調査地は、農耕地として利用されていた。その名残として、現在の調査地の中央には列状の防風林跡(180 m)が残されている(図 1-1 中の三角白線内)。1971年の記録では、当時の防風林の現況はカラマツ-ミヤコザサ群落とされている(帯広市都市開発部公園緑地課 1975a)。その後、調査地の植栽以前に防風林の多くの樹木が伐採され、現在カラマツはほとんど残されていない。また、調査地の中央には広場(0.17 ha)、調査地の東西を貫くように通路が存在する(図 1-1 中の三角白線内)。

植栽当時、調査地の表土はイネ科草本などが生育する状態であった。植栽概要としてはハルニレ 500 本、チョウセンゴヨウ (*Pinus koraiensis* Siebold et Zucc.) 2,800 本など、植栽木として12種9,100本が1983年に2 m×3 m間隔で植栽された。調査地は地域本来の自然林の再生が目指されているが(帯広市都市開発部公園緑地課 1975a, 帯広市都市開発部公園緑地課 1975b)、植栽当時に苗木調達のしやすさからチョウセンゴヨウを中心に外来樹種が多く植栽された。育成管理では、1997年に市民植樹祭により、約2,800本に下枝切りや間伐が実施された。2007年には、調査地に生育する樹木のうち、約835本の間伐を民間委託により実施している(植栽木に対する間伐割合は不明)。2010年時点での、調査地の植栽木の残存率は20%であり、1,800本が残存している(帯広市都市建設部みどりの課 2010)。現在、調査地は主に高木層にハルニレが優占する落葉広葉樹林と、チョウセンゴヨウが優占する常緑針葉樹林が存在する。両林分とも、近年高木層に間伐は入っておらず、広葉樹が5月から開葉すると、落葉広葉樹林、常緑針葉樹林とも林冠部は閉鎖する。調査地での林床管理として、10年前から市民団体の活動によるチョウセンゴヨウ実生の抜き取りがおこなわれている。

また、調査地東側の道路を挟んで存在する他の植栽地も、1983年に植栽され、チョウセンゴヨウを中心とした常緑針葉樹林となっている。調査地南側には農耕地が存在する。



調査地である1983年植栽の人工林区（三角白線内）

図 1-1 調査地の概要と調査区設置図

第2章 植栽後30年以上が経過した都市人工林の木本実生の定着状況と林分タイプ

2-1. はじめに

植栽後30年以上が経過した落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林を対象として、木本実生の侵入定着過程を研究するにあたって、まず1983年植栽の人工林区の林分タイプを類型分類することにする。本研究において、林分タイプとは「林相－林床優占種を組み合わせた種構成とその構造」と定義する。林冠を構成する高木種は、林内の微気象に影響を与えると同時に、下層植生の出現と生育を制限する重要な要因である（李 2005）。また、林床でミヤコザサやオオアワダチソウなどの優占がみられる場所では、植物種数の抑制がみられている（宮崎 2010）。したがって、木本実生の侵入定着を阻害するような林床におけるミヤコザサや草本類の優占状態、林床のミヤコザサや草本類の優占状態に影響を与える林相状態を把握することは極めて重要である。本章では林相および草本類などの林床優占種の組み合わせにより林分タイプを区分した。さらに、林分タイプごとに、林内環境として光量についても検討をおこなった。

また、「1-4-3. 調査地の概要」で述べたように、1983年植栽の人工林区は、主に落葉広葉樹林および常緑針葉樹林が存在する。また、両林分が隣接する部分でモザイク状に混交した針広混交林が存在する。モザイク状に混交した針広混交林は、高木層に落葉広葉樹の優占する林分と常緑針葉樹の優占する林分とある。落葉広葉樹の優占する針広混交林、常緑針葉樹の優占する針広混交林では、落葉広葉樹林および常緑針葉樹林とは異なる林床優占種も確認される。したがって、本章の調査では、落葉広葉樹林および常緑針葉樹林に加えて、モザイク状の針広混交林における落葉広葉樹の優占する林分、常緑針葉樹の優占する林分をも対象とすることで、調査地における林分タイプのすべてを抽出した。

調査地では、植栽後30年を経て定着状態にある木本実生が確認される。定着した木本実生の空間分布と林分タイプとの関係を検討することで、木本実生の定着状況と林内環境の特性を分析することが可能である。本章で得られる林分タイプごとの林内環境の特性に基づき、植栽後の時間経過を踏まえた林内環境の変化が木本実生の侵入定着過程に与えた影響の検討については、本章以降の調査研究において検討することにする。

そこで本章では、植栽後30年以上が経過した落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林およびモザイク状に混交した針広混交林において、木本実生の定着に影響を与える林内環境の特性を検討するため、林内を林分タイプ（林相－林床優占種）で区分し、林分タイプごとの木本実生の定着状況と林内環境との関係を分析した。

2-2. 調査地と方法

2-2-1. 林相、林床優占種の区分と相観植生図の作成

1983年植栽の人工林区(図1-1)を踏査し、林相(林冠優占種)、林床優占種の組み合わせによる相観植生図を作成した。林相については、落葉広葉樹林(以下広葉樹林)、針広混交林(以下混交林)、常緑針葉樹林(以下針葉樹林)、上層木なし、広場・通路・防風林跡に区分した。林床優占種について、調査地では特定の種が単独で林床を優占する場所がみられ、特定の種が被度37.5%以上で生育する場所を、ミヤコザサ、オオアワダチソウ、トクサ(*Equisetum hyemale* L.)と区分し、林床植物種が被度37.5%未満で生育する場合は、林床優占種なしに区分した。以下、林相-林床優占種の組み合わせで各林分タイプを示す。調査地の踏査と相観植生図の作成は2015年5月に実施した。

相観植生図から、林分タイプごとの面積を算出した。相観植生図の作成と林分タイプごとの面積の算出には、GISソフト(株式会社マップコン、PC-Mapping ver.7)を用いた。

2-2-2. 林相ごとの光環境調査

落葉広葉樹林、常緑針葉樹林の各3ヶ所、針広混交林の落葉広葉樹の優占する林分と常緑針葉樹の優占する林分の各3ヶ所および上層木なしの区域の1ヶ所で光量子センサー(Apogee, CAP-SQ-110)を地上1.3mの高さに設置し、午前6時~午前7時まで1分ごとの散乱光のみの光合成有効光量子束密度(PPFD)を測定した。また、調査地外にある広場の林冠に覆われていない全天下の定点でも地上1.3mの高さで同時刻に光合成有効光量子束密度を測定した。光合成有効光量子束密度の測定方法は、散乱光による測定法(Tang *et al.* 1988, 村岡・鷺谷 1999)に基づいて設定した。記録はデータロガー(T&D, CTD-MCR-4)に収録した。光環境調査は、各林相と全天下の1ヶ所ごとに2016年5月と9月の各月1日ずつ実施した。

各林相の1時間の積算光合成有効光量子束密度と全天下の1時間の積算光合成有効光量子束密度から、相対光合成有効光量子束密度(以下 rPPFD)を算出し、各林相の平均値を算出した。

2-2-3. 調査対象樹種の選定と分布調査

木本対象樹種を7種とし、調査地における空間分布を調査し、分布図を作成した。対象樹種の選定の基準は、紺野(1993)を参考に十勝地方の自然林を特徴づける樹種とした。また、種子散布型により分布パターンが異なると予想されたため、これらの7樹種は風散布型、鳥散布型をそれぞれ選定した。対象樹種は風散布のイタヤカエデ(*Acer pictum* Thunb.) (浅野・桑原 1990)、カラコギカエデ(*Acer ginnala* Maxim. var. *aidzuense* (Franch.) K.Ogata) (浅野・桑原 1990)、ヤチダモ(傳甫ら 2011)、ハルニレ(傳甫ら 2011)、鳥散布のハリギリ(*Kalopanax septemlobus* (Thunb.) Koidz.) (浅野・桑原 1990)、アズキナシ

(*Aria alnifolia* (Siebold et Zucc.) Decne.) (浅野・桑原 1990), マユミ (*Euonymus sieboldianus* Blume) (傳甫ら 2011) とし, 樹高 130.0 cm 以上の木本実生 (樹高 130.0 cm 以上で林冠の 15 m に達していない個体) の位置を記録した。位置情報は GPS (Germin, GPSMAP64s) で計測し分布図上に手書きで示した。木本分布調査の対象を樹高 130.0 cm 以上としたのは, 調査地の林床で最も高い草高で優占するオオアワダチソウの平均高である 120.0 cm を超えて, 生育が安定した状態を木本植物の定着と考えたためである。木本の分布調査は 2016 年 10 月~11 月に実施した。

林分タイプごとの各樹種の個体数を集計し, 林分タイプごとの面積から個体密度を算出した。さらに, 林分タイプごとの各樹種の個体密度の差を X^2 適合度検定により分析した。各樹種の個体数の集計は GIS ソフト (株式会社マップコン, PC-Mapping ver.7), 個体密度の算出と X^2 適合度検定は集計ソフト (Microsoft 社, Excel2016) を用いた。

2-3. 結果

2-3-1. 林分タイプの区分

図 2-1 に調査地の相観植生図，表 2-1 に調査地における林相－林床優占種で区分した林分タイプごとの面積，構成比を示した。

各林分タイプについて，高木層にハルニレの優占する広葉樹林（0.53 ha）は，図 2-1 に示した 1 の区域にあたり，林床優占種にミヤコザサの 1 タイプが占めていた。ミヤコザサは，林床にほぼ一面に単独で優占する状態であり，現地では東側で隣接する防風林跡に接する部分でのみ，優占が抑えられている状態がみられた。

混交林（0.74 ha）では，ハルニレの優占する林分において，林床優占種はミヤコザサ（0.21 ha），トクサ（0.23 ha）に区分された。図中 2 の区域では，ミヤコザサの優占がみられ，林床にほぼ一面に単独で優占する状態であった。図中 4 の区域では，林床にトクサの優占がみられ，林床にほぼ一面に単独で優占する状態であった。また，チョウセンゴヨウの優占する林分においては，林床優占種はオオアワダチソウ（0.02 ha），林床優占種なし（0.27 ha）に区分された。図中 5 の区域では，オオアワダチソウの優占がみられた。図中 3 が林床優占種なしの区域で，チョウセンゴミシ（*Schisandra chinensis* (Turcz.) Baill.），フッキソウ（*Pachysandra terminalis* Siebold et Zucc.），キツリフネ（*Impatiens noli-tangere* L.）などが生育している状態であった。

チョウセンゴヨウの優占する針葉樹林（2.04 ha）は，調査地全体の林相の 52%を占める広い区域であった。林床優占種はミヤコザサ（0.21 ha），オオアワダチソウ（0.09 ha），林床優占種なし（1.73 ha）の 3 タイプに区分された。針葉樹林の林床では，その大半が林床優占種なしの区分で占められていた。図中 6 が林床優占種なしの区域で，チョウセンゴミシ，フッキソウ，キツリフネなどが生育している状態であった。図中 7 の区域では，林床にオオアワダチソウの優占がみられ，図中 8 の区域では，林床にミヤコザサの優占がみられた。針葉樹林全体では，林内にミヤコザサの生育はほとんどみられず，8 の区域のように林縁部に生育して優占状態となっていた。

上層木なし（0.24 ha）では，林床優占種はミヤコザサ（0.19 ha），オオアワダチソウ（0.04 ha）の 2 タイプに区分された。図中 10 の区域では，林床にミヤコザサの優占がみられた。図中 9 の区域では，林内に大きなギャップが形成されており，オオアワダチソウが優占していた。

2-3-2. 林相ごとの光環境

図 2-2 に調査地の光環境測定地点，表 2-2 に調査地における林相ごとの rPPFD を示した。

各林相における rPPFD について，春は広葉樹林で 33.7%と高く，混交林のハルニレの優占する林分で 24.2%，混交林のチョウセンゴヨウの優占する林分で 5.9%，針葉樹林で 7.6%

と低い結果であった。夏は広葉樹林で 9.4%，混交林のハルニレの優占する林分で 12.4%，混交林のチョウセンゴヨウの優占する林分で 3.5%，針葉樹林で 8.8%であった。また，上層木なしにおいて，春は 50.2%，夏は 43.1%となり，春・夏とも最も高い結果であった。

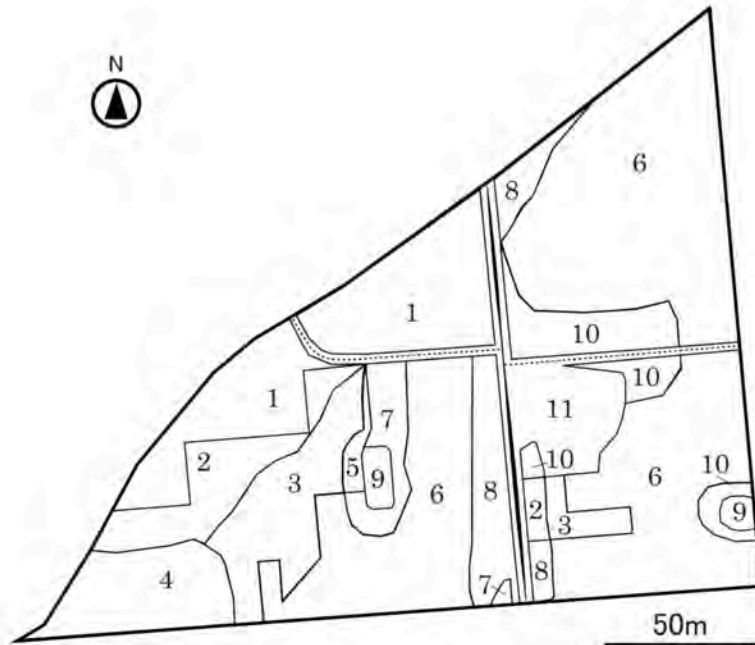


図 2-1 調査地の相観植生図

- | | |
|----|------------------|
| 1 | 広葉樹林 - ミヤコザサ |
| 2 | 混交林 - ミヤコザサ |
| 3 | 混交林 - なし |
| 4 | 混交林 - トクサ |
| 5 | 混交林 - オオアワダチソウ |
| 6 | 針葉樹林 - なし |
| 7 | 針葉樹林 - オオアワダチソウ |
| 8 | 針葉樹林 - ミヤコザサ |
| 9 | 上層木なし - オオアワダチソウ |
| 10 | 上層木なし - ミヤコザサ |
| 11 | 広場 |
- 通路
 ————— 防風林跡

表 2-1 調査地における林相－林床優占種で区分した林分タイプごとの面積，構成比

林相	広葉樹林		交混林					針葉樹林				上層木なし			広場・ 通路・ 防風林跡	合計
	林冠優占種	小計	ハルニレ	チョウセンゴヨウ		小計		チョウセンゴヨウ			小計		—			
林床優占種	ミヤコザサ		ミヤコザサ	トクサ	オオ アワダチソウ	なし		ミヤコザサ	オオ アワダチソウ	なし		ミヤコザサ	オオ アワダチソウ			
面積 (ha)	0.53	0.53	0.21	0.23	0.02	0.27	0.74	0.21	0.09	1.73	2.04	0.19	0.04	0.24	0.36	3.90
構成比 (%)	14	14	5	6	1	7	19	5	2	44	52	5	1	6	9	100

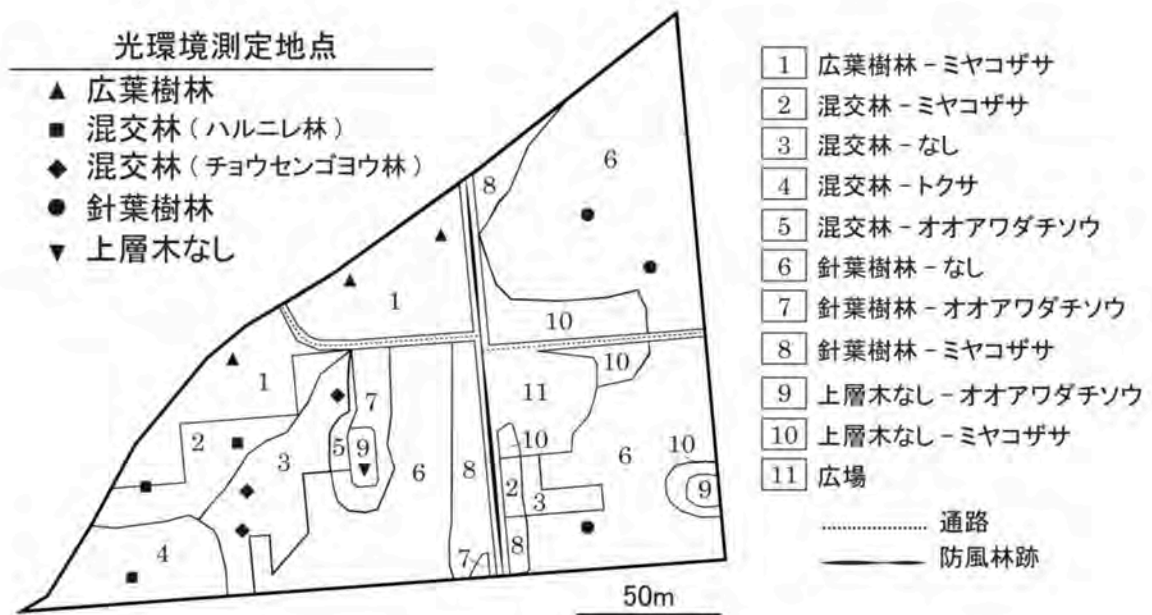


図 2-2 調査地の光環境測定地点

表 2-2 調査地における林相ごとの rPPFD

林相	広葉樹林		交混林			針葉樹林			上層木なし		広場・ 通路・ 防風林 跡
林冠優占種	ハルニレ		チョウセンゴヨウ			チョウセンゴヨウ			—		
林床優占種	ミヤコザサ	ミヤコザサ	トクサ	オオ アワダチソウ	なし	ミヤコザサ	オオ アワダチソウ	なし	ミヤコザサ	オオ アワダチソウ	
rPPFD(%)春	33.7	24.2		NR	5.9	NR	NR	7.6	NR	50.2	NR
rPPFD(%)夏	9.4	12.4		NR	3.5	NR	NR	8.8	NR	43.1	NR

NR：記録なし

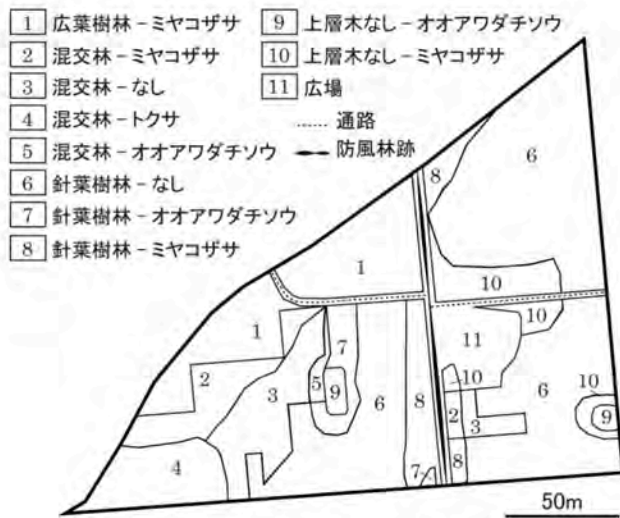
2-3-3. 林分タイプごとの木本実生の分布

図 2-3 に調査地において定着したヤチダモの木本実生の分布，図 2-4 に調査地において定着したハルニレの木本実生の分布，図 2-5 に調査地において定着したイタヤカエデの木本実生の分布，図 2-6 に調査地において定着したカラコギカエデの木本実生の分布，図 2-7 に調査地において定着したハリギリの木本実生の分布，図 2-8 に調査地において定着したアズキナシの木本実生の分布，図 2-9 に調査地において定着したマユミの木本実生の分布，表 2-3 に林分タイプごとの木本対象樹種 7 種の個体数と個体密度を示した。

各樹種の林分タイプごとの個体密度の差を X^2 適合度検定により分析した結果，各樹種の林分タイプごとの個体密度は有意に偏って分布していた ($\alpha < 0.05$)。

各樹種の分布結果を，各樹種の林分タイプごとの個体数と個体密度 (表 2-3) とともに述べると，ヤチダモについて，定着状態の木本実生の個体数は対象樹種のなかで最多の計 2,312 本となり，調査地で広範囲に多数分布していた (図 2-3)。その個体密度は特に混交区-オオアワダチソウ，針葉樹区-林床優占種なしで高かった。ハルニレについては，定着状態の木本実生の個体数はヤチダモに次ぐ計 845 本となり，調査地で広範囲に多数分布していた (図 2-4)。その個体密度は特に混交区-オオアワダチソウ，針葉樹区-林床優占種なしで高かった。イタヤカエデは，定着状態の木本実生が計 104 本みられた。イタヤカエデは調査地の北東側に分布が偏って集中し，ほかの場所にはほとんど分布していなかった (図 2-5)。その個体密度は，上層木なし-ミヤコザサ，針葉樹区-ミヤコザサ，針葉樹区-林床優占種なしで高かった。カラコギカエデは，定着状態の木本実生が計 53 本みられた。カラコギカエデは，調査地に広範囲にまばらに分布し (図 2-6)，混交区-林床優占種なしで個体密度が高かった。ハリギリは，定着状態の木本実生の個体数はハルニレに次ぐ計 599 本となり，調査地で広範囲に多数分布していた (図 2-7)。その個体密度は混交区-トクサで最も高く，混交区-林床優占種なし，針葉樹区-林床優占種なしでも高い結果であった。アズキナシは，定着状態の木本実生が計 169 本となり，調査地で広範囲に多数分布していた (図 2-8)。その個体密度は混交区-トクサで最も高く，混交区-林床優占種なし，針葉樹区-林床優占種なしでも高い結果であった。マユミは，定着状態の木本実生が計 45 本となり，林縁や通路脇を中心に分布し (図 2-9)，個体密度は特に混交区-トクサで高い結果を示した。

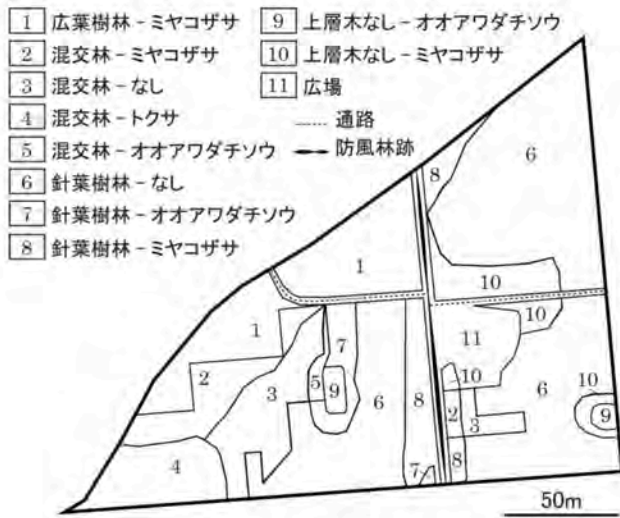
また，広葉樹区-ミヤコザサ，混交区-ミヤコザサ，上層木なし-オオアワダチソウの区域において，全対象樹種 7 種とも木本実生の分布は非常に少なく，すべての樹種で個体密度は低い結果となった。



調査地の相観植生図



図 2-3 調査地において定着したヤチダモの木本実生の分布



調査地の相観植生図

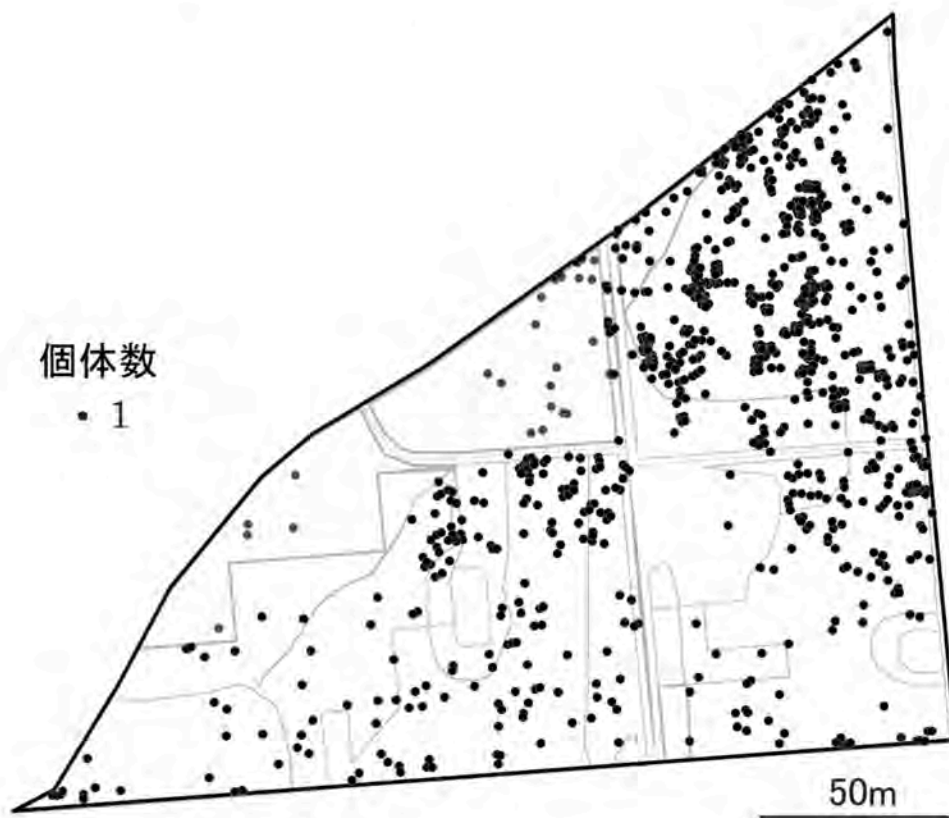
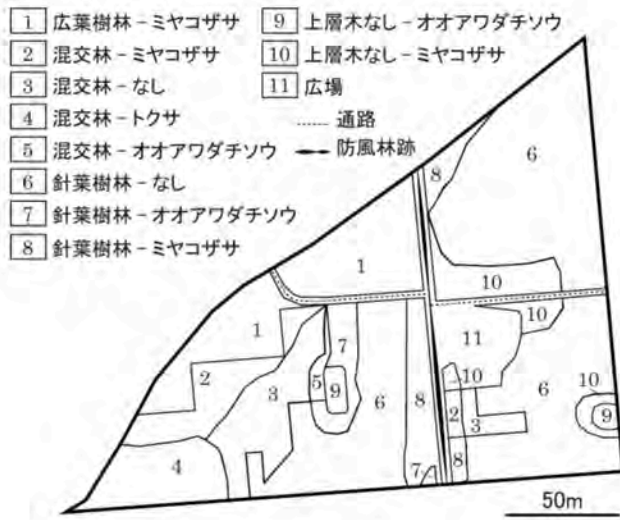


図 2-4 調査地において定着したハルニレの木本実生の分布



調査地の相観植生図

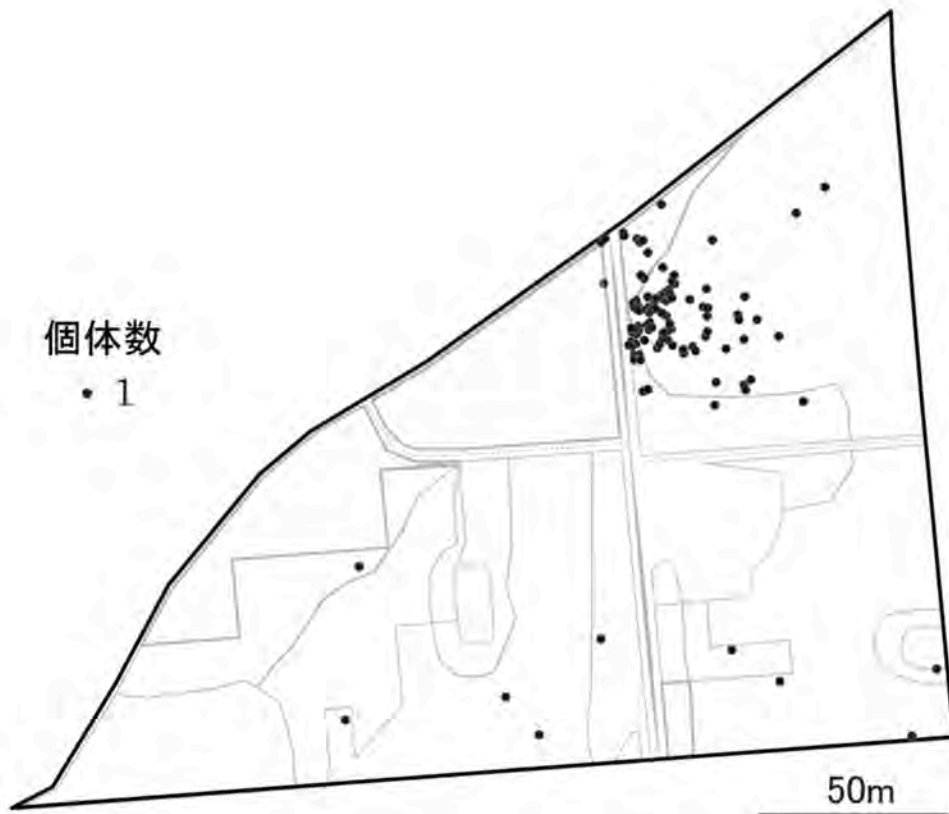
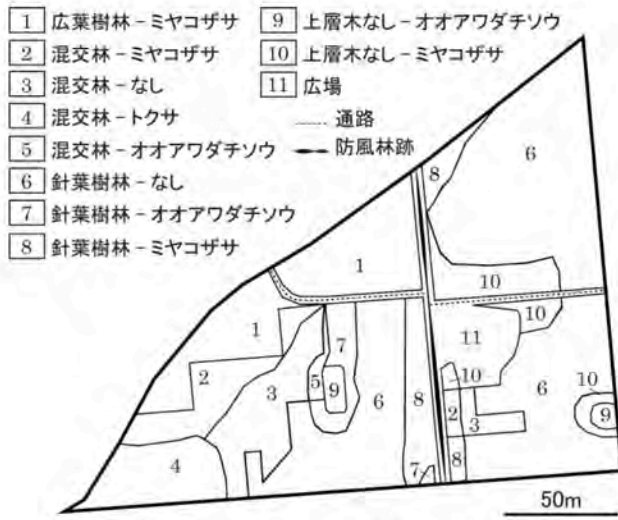


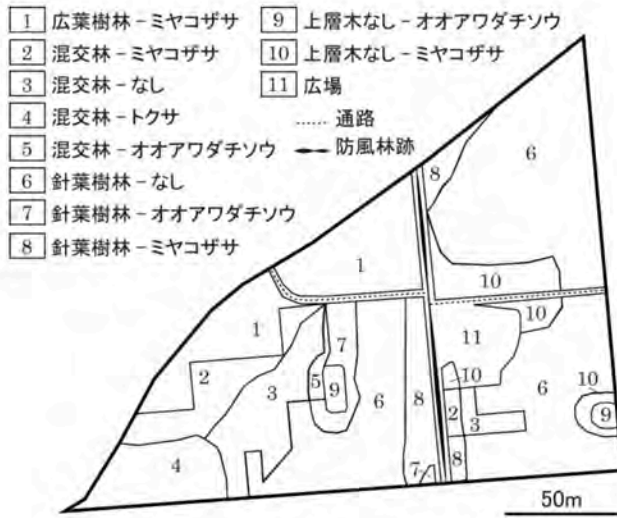
図 2-5 調査地において定着したイタヤカエデの木本実生の分布



調査地の相観植生図



図 2-6 調査地において定着したカラコギカエデの木本実生の分布



調査地の相観植生図

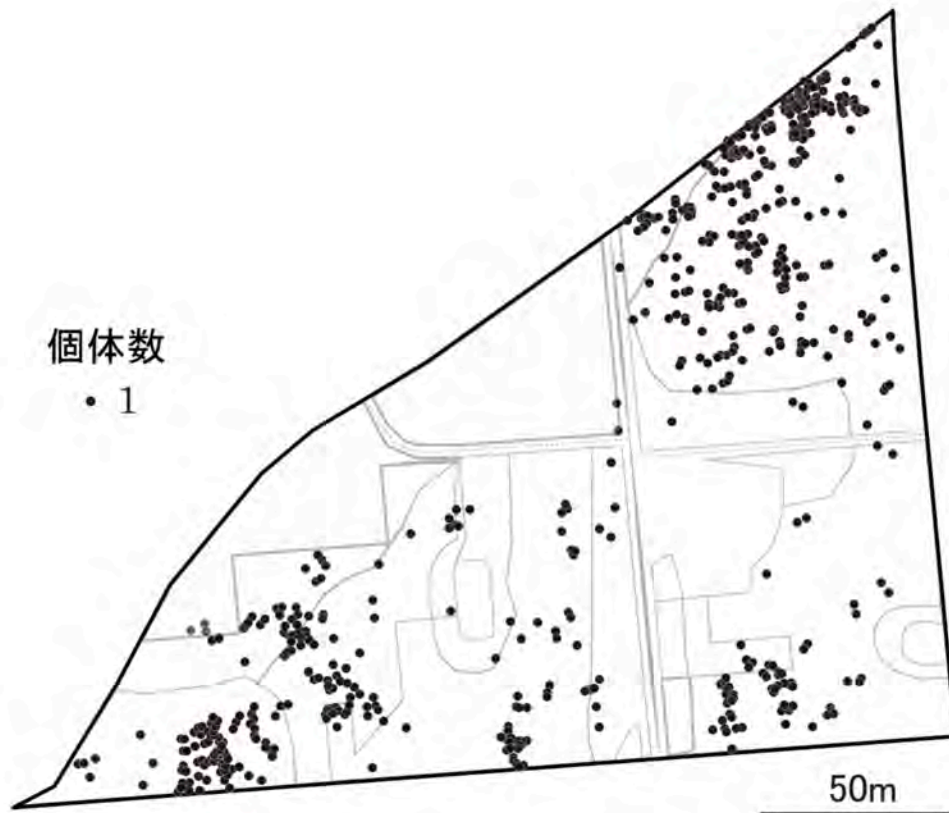
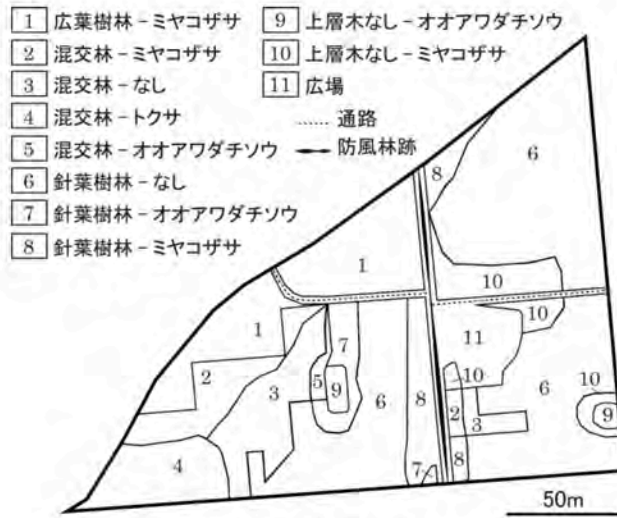


図 2-7 調査地において定着したハリギリの木本実生の分布



調査地の相観植生図

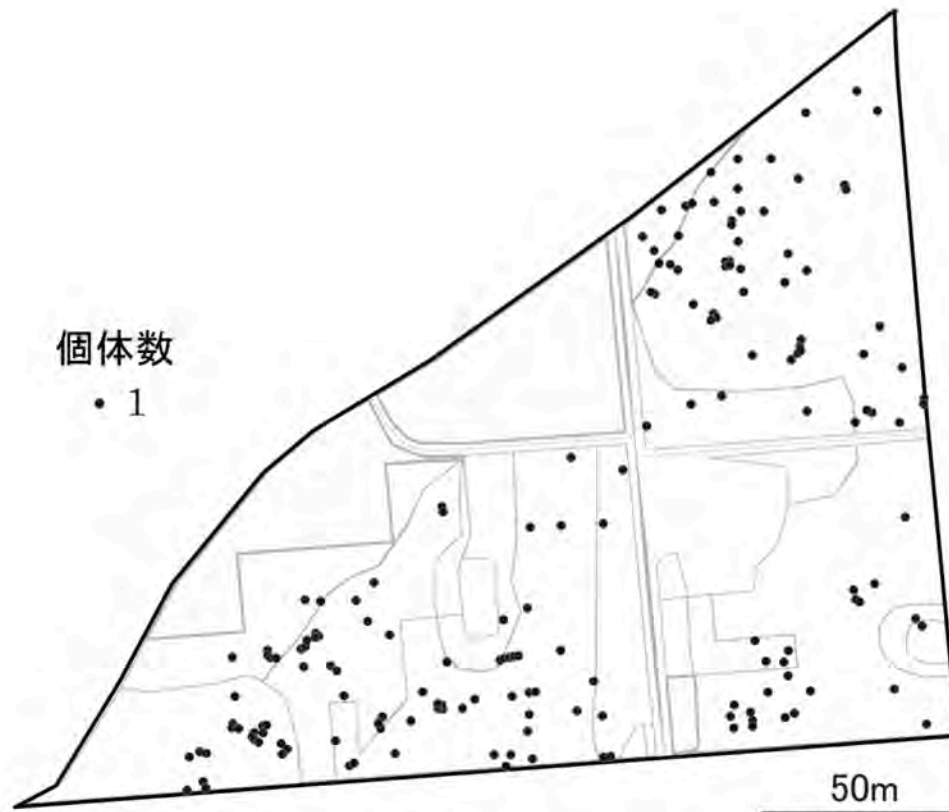
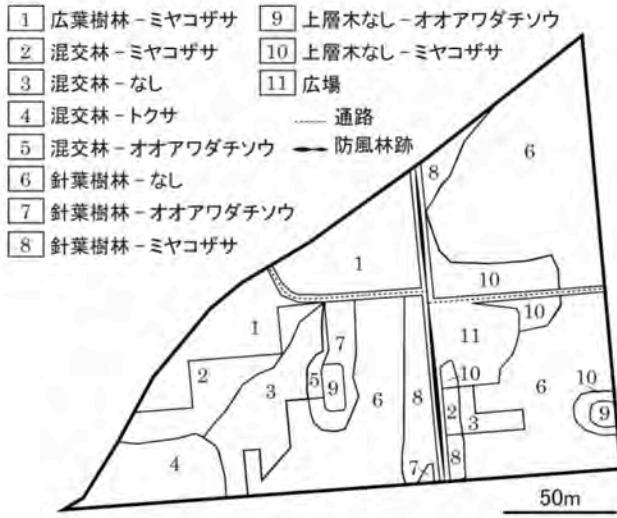


図 2-8 調査地において定着したアズキナシの木本実生の分布



調査地の相観植生図

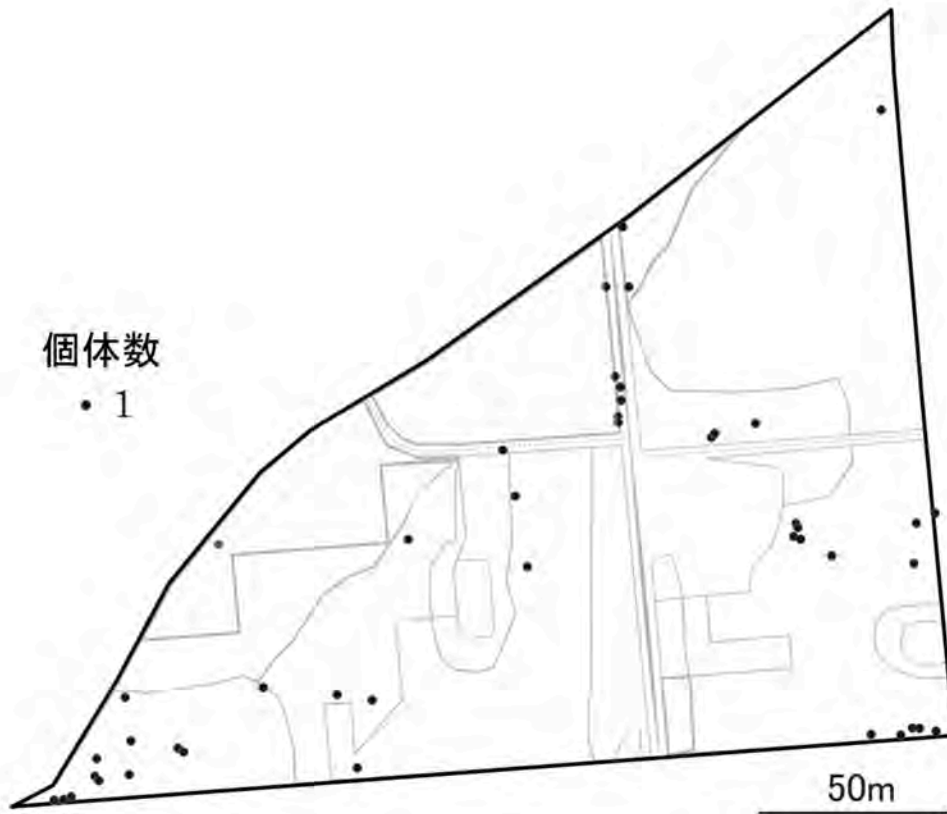


図 2-9 調査地において定着したマユミの木本実生の分布

表 2-3 林分タイプごとの木本対象樹種 7 種の個体数と個体密度

林分タイプ	広葉樹区		混交区			針葉樹区			上層木なし		広場・通路 防風林跡	合計	
	ミヤコザサ	ミヤコザサ	トクサ	オオアワ ダチソウ	その他	ミヤコザサ	オオアワ ダチソウ	その他	ミヤコザサ	オオアワ ダチソウ			
オオウバユリ	個体数(個)	4	3	4	0	11	59	0	1,073	40	0	0	1,194
	個体密度(個/ha)	8	14	17	0	41	281	0	620	211	0	0	—
ハエドクソウ	個体数(個)	88	80	5	0	1,310	186	10	6,336	120	0	10	8,145
	個体密度(個/ha)	166	381	22	0	4,852	886	111	3,662	632	0	28	—
オオバナノ エンレイソウ	個体数(個)	55	5	0	0	14	27	0	162	13	2	0	278
	個体密度(個/ha)	104	24	0	0	52	129	0	94	68	50	0	—
ユキザサ	個体数(個)	42	102	6	0	65	55	0	157	0	0	61	488
	個体密度(個/ha)	79	486	26	0	241	262	0	91	0	0	169	—
イタヤカエデ	個体数(個)	2	1	0	0	1	10	0	72	16	0	2	104
	個体密度(個/ha)	4	5	0	0	4	48	0	42	84	0	6	—
カラコギカエデ	個体数(個)	1	3	3	0	9	3	2	29	3	0	0	53
	個体密度(個/ha)	2	14	13	0	33	14	22	17	16	0	0	—
ヤチダモ	個体数(個)	21	27	173	32	144	173	61	1,639	39	3	0	2,312
	個体密度(個/ha)	40	129	752	1,600	533	824	678	947	205	75	28	—
ハルニレ	個体数(個)	31	6	17	7	41	55	13	598	59	0	18	845
	個体密度(個/ha)	58	29	74	350	152	262	144	346	311	0	50	—
ハリギリ	個体数(個)	5	26	85	3	45	29	3	397	3	0	3	599
	個体密度(個/ha)	9	124	370	150	167	138	33	229	16	0	8	—
アズキナシ	個体数(個)	0	6	20	0	20	9	1	106	5	1	1	169
	個体密度(個/ha)	0	29	87	0	74	43	11	61	26	25	3	—
マユミ	個体数(個)	5	0	12	0	3	2	0	17	3	0	3	45
	個体密度(個/ha)	9	0	52	0	11	10	0	10	16	0	8	—

2-4. 考察

2-4-1. 林相ごとの光環境と林床優占種

針葉樹林および混交林のチョウセンゴヨウの優占する林分では、春・夏とも rPPFD がそれぞれ 10%以下、6%以下と非常に低かった。常緑性のチョウセンゴヨウで構成された林冠下の年間を通して暗い林内では、ミヤコザサなどの特定の種が単独で優占するほどの明るさではないことが考えられた。一方、広葉樹林および混交林のハルニレの優占する林分では、ミヤコザサやトクサの優占がみられた。広葉樹林および混交林のハルニレの優占する林分での春の rPPFD はそれぞれ 33.7%、24.2%と高かった。これは、林冠を構成する落葉性のハルニレの展葉前の明るさによるものである。また、高木層が着葉した夏の rPPFD はそれぞれ 9.4%、12.4%となり、針葉樹林および混交林のチョウセンゴヨウの優占する林分の暗さよりはやや高い結果であった。ミヤコザサは、林床におもに生育し（若原 1993）、耐陰性があるうえに、明るい林内でも旺盛な生育を示すとされている（草下 1968）。トクサについての生育環境特性は不明であった。このことから、本研究で対象とした針葉樹林および混交林のチョウセンゴヨウの優占する林分の暗い光環境において、ミヤコザサは優占状態には至らず、広葉樹林および混交林のハルニレの優占する林分での着葉期間中の夏の光環境では、ミヤコザサの優占は可能であると考えられる。林内の光環境は、おもに高木層の植栽木の構成樹種、高木層の密度などによってそれぞれの林分で変化する。調査地の植栽後の時間経過を踏まえた林内環境を検討するにあたっては、高木層の動態のなかでも植栽木の構成樹種や密度の変化に着目した検討が必要であると考えられる。

また、調査地中央の上層木なしの区域では、春・夏とも rPPFD が 40%以上と高かったため、ギャップでの明るい光環境が陽生草本のオオアワダチソウ（森本ら 2014）の優占に影響していると考えられた。このことから、針葉樹林および混交林でみられたオオアワダチソウの優占は、明るい光環境であるギャップや通路から侵入した可能性がある。オオアワダチソウなどの陽生草本の優占も木本実生の定着に影響を与えると考えられる。このため、人工林の林冠形成前の林床やギャップ形成下での陽生草本の動向に注目した林内環境の把握も重要であると考えられる。

ササの生育と光環境に関して、チマキザサの研究事例によると（齋藤ら 2000）、ササは明るいギャップでの葉で盛んに光合成をおこない、そこで生産された同化産物を暗い林冠下の部位に地下茎から転流させ、光補償点に近い林冠下の部位の生育を可能にしているという情報がある。今後、本調査地のミヤコザサ群落も、現在生育していない場所へ広がっていく可能性があると考えられるため、将来のミヤコザサの侵入状況の変化にも注目することが重要である。

2-4-2. 林分タイプの違いによる木本実生の定着

針葉樹林の林床優占種なしの区域では、イタヤカエデ、ヤチダモ、ハルニレ、ハリギリ、

アズキナシの個体密度が高い傾向にあった。ほかの林分タイプと比較して、最も多くの対象種が針葉樹林の林床優占種なしの区域に分布する傾向がみられた。混交林の林床優占種なしの区域においても、カラコギカエデ、ハリギリ、アズキナシの個体密度が高い傾向にあった。したがって、針葉樹林および混交林の林床優占種なしの区域は、暗い光環境がみられ、林床でミヤコザサなどの特定の種が単独で優占せず、林床で多くの木本実生の定着がみられることが把握された。

一方で、広葉樹林のミヤコザサが優占する区域、混交林のミヤコザサが優占する区域、上層木なしのオオアワダチソウが優占する区域では、どの樹種も個体密度が低かった。また、混交林のオオアワダチソウが優占する区域、混交林のトクサが優占する区域、針葉樹区のミヤコザサが優占する区域では、ヤチダモ、ハルニレなどの個体密度が高い傾向もみられた。これらの場所ではヤチダモ、ハルニレなどの木本実生がオオアワダチソウなどの優占よりも早く林床で定着状態に至ったために、林床優占種との競合に優位だった可能性が考えられた。このことから、広葉樹林のミヤコザサが優占する林床、混交区のミヤコザサが優占する林床では、植栽後の早い段階でミヤコザサが侵入および優占した可能性があること、木本実生がほとんど定着していないことが把握された。したがって、人工林の植栽後にミヤコザサが林床に侵入および優占状態に至った時期とミヤコザサの優占に影響を与えた高木層の動態を明らかにしながら、木本実生の侵入定着過程を検討していく必要がある。

2-5. まとめ

本章では、植栽後 30 年以上が経過した落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林およびモザイク状に混交した針広混交林において、木本実生の定着に影響を与える林内環境の特性を検討するため、林内を林分タイプ（林相－林床優占種）で区分し、林分タイプごとの木本実生の定着状況と林内環境との関係を分析した。

年間を通して暗い光環境である針葉樹林と混交林の針葉樹が優占する林分では、林床でミヤコザサなどの特定の種が単独で優占しておらず、多くの木本実生の定着がみられた。一方、夏の着葉期間中もやや明るい光環境であった広葉樹林および混交林の広葉樹の優占する林分では、林床でミヤコザサ、トクサが単独で優占し、木本実生の定着はほとんどみられなかった。

広葉樹林と針葉樹林の林内の光環境は、高木層を構成する植栽木の樹種、高木層の密度、ギャップの形成などの高木層の動態に影響を受けている。人工林植栽後の時間経過を踏まえた高木層の動態、それに伴う林床優占種の変化を明らかにしながら、林内環境が木本実生の侵入定着過程に与える影響を検討する必要があると考えられる。

また、本章で取り上げたモザイク状に混交した混交林の広葉樹が優占する林分および針葉樹が優占する林分は、それぞれ広葉樹林および針葉樹林での林内環境、木本実生の定着状況の結果と同様の傾向にあった。したがって、次章以降の調査研究では、広葉樹林、針葉樹林の 2 林分の検討に焦点を当てた検討をおこなうことにする。

第3章 都市人工林に自然侵入した木本実生の樹齢推定式の検討

3-1. はじめに

第2章では、植栽後30年を経て定着した木本実生の空間分布と林分タイプとの関係を検討することで、木本実生の定着状況と林内環境の特性を分析した。第2章で得られた林分タイプごとの林内環境の特性に基づき、第4章以降の調査研究では植栽後の時間経過を踏まえた林内環境の変化が木本実生の侵入定着過程に与えた影響の検討をおこなう。

このなかで、現存する木本実生の樹齢推定から年齢組成を明らかにすることで、林床に実生が自然侵入した時期、生存過程を検討することが必要である。この際、現存する木本実生の成長状況から樹齢推定式を得ることができれば、物理的破壊を最小限に留めながら、多くの木本実生個体の樹齢情報を効率よく得ることが可能となる。そこで本章では、年齢組成を用いて木本実生の侵入定着過程を把握するため、木本実生の樹齢推定式の開発をおこなう。また、ある林分で作成した樹齢推定式が異なる林分の樹齢推定にも適用できれば、樹齢推定式の実用性が高まることになり、都市人工林における木本実生の侵入定着過程を把握する一連の研究において、より効率的に樹齢情報を取得できる可能性がある。したがって、樹齢推定式が得られた林分とは異なる林分への適用性の検証をおこなうことも必要である。

第2章の結果から、調査地の落葉広葉樹林では大部分で林床にミヤコザサが優占し、常緑針葉樹林では大部分で林床に優占種がみられないことが把握された。本章からは、調査研究の対象を「落葉広葉樹林でミヤコザサが優占する区域」である「落葉広葉樹林」と、「常緑針葉樹林で優占種がみられない区域」である「常緑針葉樹林」として、調査研究をおこなうことにする。

そこで本章では、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林の木本実生の樹齢情報の取得をおこなうため、地際直径および樹高と樹齢との関係から樹齢推定式を得る方法を検討し、異なる林分での樹齢推定式の適用性を検証することを目的とした。

3-2. 材料と方法

3-2-1. 対象樹種

本章で対象とした木本実生は、植栽後の林内に自然侵入した広葉樹の個体で、林冠の 15 m に達していない地際直径 50.0 mm 未満のものとした。

対象樹種は、落葉広葉樹林でミヤコザサが優占する区域（以下広葉樹林）においてヤマグワ (*Morus australis* Poir.), マユミ, エゾニワトコ (*Sambucus racemosa* L. subsp. *kamtschatica* (E.L.Wolf) Hultén), ヤチダモを選定した。常緑針葉樹林で林床優占種がみられない区域（以下針葉樹林）においては、イチイ (*Taxus cuspidata* Siebold et Zucc. var. *cuspidata*), アズキナシ, エゾヤマザクラ (*Cerasus sargentii* (Rehder) H. Ohba var. *sargentii*), ナナカマド (*Sorbus commixta* Hedl. var. *commixta*), ハルニレ, ヤマグワ, オニグルミ (*Juglans mandshurica* Maxim. var. *sachalinensis* (Komatsu) Kitam.), マユミ, ヤチダモ, ハリギリを選定した。

3-2-2. 地際直径, 樹高, 樹齢の実測調査

広葉樹林, 針葉樹林それぞれの閉鎖林冠下で、樹種ごとに数本～数十本の実測個体を選定した。実測個体は地際直径および樹高を記録し、地際から円盤を採取した。採取した円盤を研究室に持ち帰り、マイクロトームで 50 μ m の切片にした後、サフラニンで 5 分染色し、30 倍および 60 倍のルーペで年輪数から各個体の樹齢実測値を測定した。

3-2-3. 樹齢推定方法

実測調査で得られた樹種ごとの地際直径（説明変数 X_1 ）と樹齢実測値（目的変数 Y_1 ）、樹高（説明変数 X_2 ）と樹齢実測値（目的変数 Y_1 ）、地際直径と樹高の積（説明変数 X_3 ）と樹齢実測値（目的変数 Y_1 ）の 3 パターンそれぞれについて、両者の関係から散布図を作成した。樹木の成長は一般に若齢期で指数関数的に大きくなることを踏まえ（藤原ら 2002）、対数関数を用いることとし、各変数は常用対数変換した。説明変数として地際直径と樹高の積を用いたのは、説明変数の種類が増すことにより樹齢推定の精度が高まるかを検討するためである。

樹種ごとの各パターンについて、常用対数変換した両変数から相関係数 (r) を求めた。相関係数の有意検定は自由度 $n-2$ 、有意水準 5% の t 検定によりおこなった。さらに、樹種ごとの各パターンについて、常用対数変換した両変数から、最小二乗法によって一回帰式を作成し、樹齢推定式とした。樹齢推定式では、樹齢推定値（目的変数 Y_a ）、地際直径（説明変数 X_d ）、樹高（説明変数 X_h ）、地際直径と樹高の積（説明変数 X_{dh} ）とした。相関係数の算出、 t 検定、一回帰式の作成には、集計ソフト（Microsoft 社、Excel2016）を用いた。

3-2-4. 林分の異なる樹齢推定式の適用性の検討方法

作成した樹齢推定式の林分の違いによる適用性を検討するため、樹齢実測値と樹齢推定値との誤差を比較した。

適用性の検討は、各林分の共通樹種であるヤチダモ、マユミ、ヤマグワの樹齢推定式を対象としておこなった。対象とした樹種の樹齢推定式に同一林分、異なる林分の実測個体数のすべての実測数値を説明変数としてそれぞれ当てはめ、樹齢推定値を算出した。算出の際、説明変数は常用対数変換し、樹齢推定式から常用対数の樹齢推定値を求めた。この常用対数値を変換して、樹齢推定値を算出した。対象とした樹種の実測個体数すべての樹齢実測値と樹齢推定値との差の絶対値を誤差とした。平均誤差は、対象とした樹種の実測個体数すべての樹齢誤差を集計して算出した。標準偏差は、対象とした樹種の実測個体数すべての樹齢誤差の標準偏差値である。また最大差は、対象とした樹種の実測個体数すべての誤差のなかで最大数値のものとした。

3-3. 結果と考察

3-3-1. 地際直径, 樹高, 樹齢の実測値

各林分の樹種ごとの実測個体数, 地際直径の平均値と範囲, 樹高の平均値と範囲および樹齢実測値の平均値と範囲を以下に示す。

広葉樹林において, ヤマグワ (実測個体数 3 本) は地際直径 (X_1) 平均値 24.2 mm (範囲 16.5 mm~29.4 mm), 樹高 (X_2) 274 cm (範囲 173 cm~370 cm), 樹齢実測値 (Y_1) 14 齢 (範囲 12 齢~16 齢), マユミ (10 本) は地際直径 6.1 mm (2.7 mm~9.6 mm), 樹高 48 cm (11 cm~105 cm), 樹齢実測値 6 齢 (2 齢~9 齢), エゾニワトコ (14 本) は地際直径 15.3 mm (5.2 mm~35.9 mm), 樹高 120 cm (37 cm~201 cm), 樹齢実測値 5 齢 (2 齢~10 齢), ヤチダモ (17 本) は地際直径 6.8 mm (0.8 mm~14.3 mm), 樹高 57 cm (7 cm~138 cm), 樹齢実測値 9 齢 (1 齢~17 齢) であった。

針葉樹区において, イチイ (24 本) は地際直径 10.2 mm (1.8 mm~25.7 mm), 樹高 64 cm (8 cm~169 cm), 樹齢実測値 9 齢 (3 齢~17 齢), アズキナシ (25 本) は地際直径 13.9 mm (3.1 mm~25.2 mm), 樹高 147 cm (33 cm~306 cm), 樹齢実測値 11 齢 (5 齢~19 齢), エゾヤマザクラ (20 本) は地際直径 9.8 mm (3.4 mm~15.8 mm), 樹高 111 cm (30 cm~173 cm), 樹齢実測値 10 齢 (4 齢~16 齢), ナナカマド (16 本) は地際直径 14.7 mm (2.1 mm~29.7 mm), 樹高 163 cm (29 cm~372 cm), 樹齢実測値 11 齢 (3 齢~20 齢), ハルニレ (29 本) は地際直径 13.9 mm (2.6 mm~27.4 mm), 樹高 141 cm (24 cm~318 cm), 樹齢実測値 11 齢 (5 齢~17 齢), ヤマグワ (23 本) は地際直径 15.0 mm (3.4 mm~34.7 mm), 樹高 183 cm (59 cm~374 cm), 樹齢実測値 9 齢 (3 齢~18 齢), オニグルミ (12 本) は地際直径 7.8 mm (4.5 mm~16.3 mm), 樹高 80 cm (45 cm~141 cm), 樹齢実測値 5 齢 (2 齢~9 齢), マユミ (28 本) は地際直径 6.5 mm (2.4 mm~26.7 mm), 樹高 54 cm (12 cm~152 cm), 樹齢実測値 7 齢 (2 齢~16 齢), ヤチダモ (41 本) は地際直径 11.0 mm (2.6 mm~33.0 mm), 樹高 99 cm (13 cm~283 cm), 樹齢実測値 12 齢 (2 齢~20 齢), ハリギリ (24 本) は地際直径 15.5 mm (5.3 mm~36.3 mm), 樹高 140 cm (12 cm~371 cm), 樹齢実測値 10 齢 (3 齢~18 齢) であった。

3-3-2. 樹齢推定式の作成とその有効性

樹齢推定式の作成とその有効性の検討については, ヤチダモの結果を抜粋して示す。図 3-1 に針葉樹林におけるヤチダモの地際直径 (X_1) と樹齢実測値 (Y_1) との関係, 樹高 (X_2) と樹齢実測値 (Y_1) との関係および地際直径と樹高の積 (X_3) と樹齢実測値 (Y_1) との関係, 表 3-1 に樹種ごとの実測個体数 (n), 説明変数別にみた樹齢推定式および相関係数 (r) を示した。

針葉樹林におけるヤチダモは, 表 3-1 に示したように地際直径 ($r = 0.88$), 樹高 ($r = 0.89$) および地際直径と樹高の積 ($r = 0.89$) となり, 樹齢実測値との間にいずれも $p < 0.05$ の有

意な相関がみられ、図 3-1、表 3-1 に示した樹齢推定式が得られた。

同様に作成した各林分の樹種ごとの樹齢推定式では（表 3-1）、広葉樹林のヤマグワおよび広葉樹林のエゾニワトコを除いた樹種で、地際直径、樹高および地際直径と樹高の積と樹齢実測値との関係で $p < 0.05$ の有意な相関がみられた。

広葉樹林のヤマグワは標本数 3 本と少なかったことから有意な相関が得られず、エゾニワトコは樹齢実測値に対して地際直径および樹高のばらつきがそれぞれ大きかったことから有意な相関が得られなかった。

標本数は少ないものの、広葉樹林のマユミ 8 本、針葉樹林のオニグルミ 10 本および針葉樹林のナナカマド 14 本からも有意な相関を得ることができた。

したがって、自然侵入した木本実生の樹齢推定は最低でも 10 本程度の円盤採取により、地際直径、樹高および地際直径と樹高の積と樹齢実測値とのいずれの相関関係からも、樹齢推定が可能であることが示唆された。

有意な相関関係が得られた樹種のうち、地際直径および樹高を用いたそれぞれの樹齢推定式の相関係数は、地際直径と樹高の積を用いた場合とほとんど変わらなかった。樹高を測定するよりも地際直径を測定するほうが簡便で作業効率が良い。したがって、地際直径だけで若齢木の樹齢を迅速に推定することが可能であることが把握された。

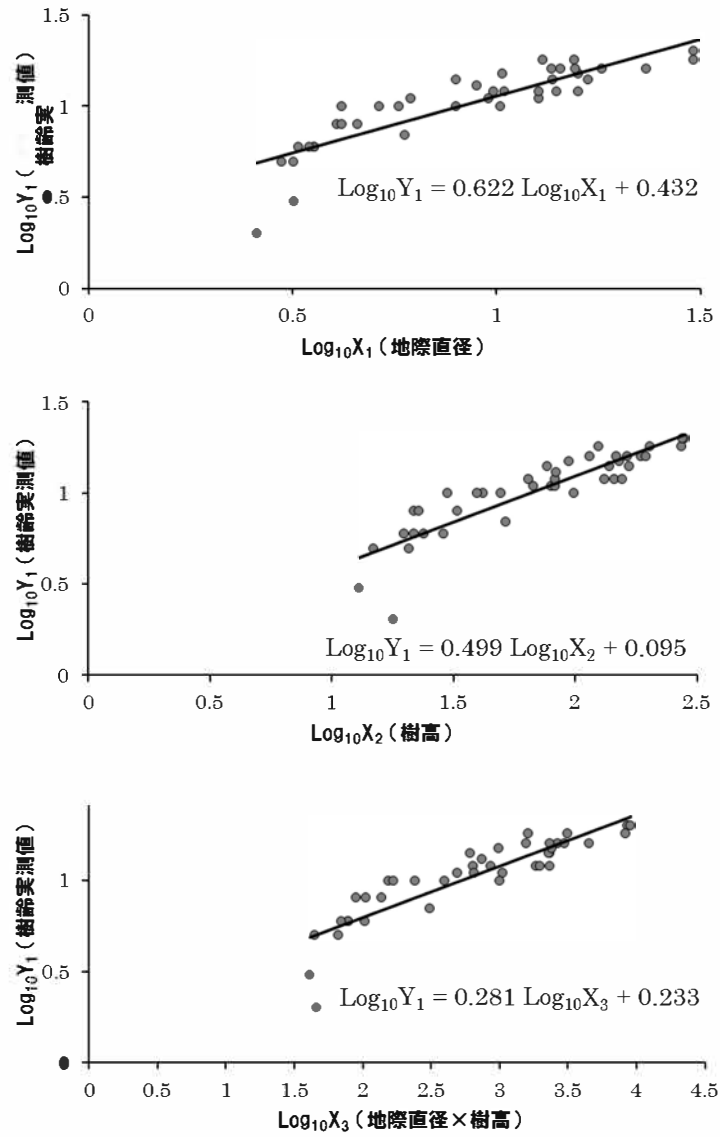


図 3-1 針葉樹林におけるヤチダモの地際直径 (X₁) と樹齢実測値 (Y₁) との関係、樹高 (X₂) と樹齢実測値 (Y₁) との関係および地際直径と樹高の積 (X₃) と樹齢実測値 (Y₁) との関係

表 3-1 樹種ごとの実測個体数 (n) , 説明変数別にみた樹齢推定式および相関係数 (r)

樹種	実測 個体数 (n)	地際直径 (X_d)	相関 係数 (r)	樹高 (X_h)	相関 係数 (r)	地際直径×樹高 (X_{dh})	相関 係数 (r)
広葉樹林							
ヤマグワ	3	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.391\text{Log}_{10}X_d + 0.596$	0.81	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.356\text{Log}_{10}X_h + 0.272$	0.92	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.189\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.415$	0.88
マユミ	10	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.961\text{Log}_{10}X_d - 0.010$	0.92 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.494\text{Log}_{10}X_h - 0.070$	0.81 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.356\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.121$	0.89 *
エゾニワトコ	14	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.369\text{Log}_{10}X_d + 0.288$	0.50	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.304\text{Log}_{10}X_h + 0.086$	0.39	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.179\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.139$	0.46
ヤチダモ	17	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.832\text{Log}_{10}X_d + 0.254$	0.96 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.707\text{Log}_{10}X_h - 0.277$	0.92 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.387\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.045$	0.95 *
針葉樹林							
イチイ	24	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.560\text{Log}_{10}X_d + 0.432$	0.92 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.505\text{Log}_{10}X_h + 0.088$	0.92 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.269\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.244$	0.93 *
アズキナシ	25	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.528\text{Log}_{10}X_d + 0.459$	0.79 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.507\text{Log}_{10}X_h - 0.032$	0.82 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.268\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.179$	0.82 *
エゾヤマザクラ	20	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.707\text{Log}_{10}X_d + 0.285$	0.85 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.640\text{Log}_{10}X_h - 0.316$	0.88 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.344\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.054$	0.87 *
ナナカマド	16	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.662\text{Log}_{10}X_d + 0.279$	0.92 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.685\text{Log}_{10}X_h - 0.463$	0.92 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.347\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.120$	0.94 *
ハルニレ	29	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.406\text{Log}_{10}X_d + 0.585$	0.72 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.422\text{Log}_{10}X_h + 0.148$	0.80 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.211\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.358$	0.77 *
ヤマグワ	23	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.584\text{Log}_{10}X_d + 0.288$	0.76 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.604\text{Log}_{10}X_h - 0.398$	0.70 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.303\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.069$	0.74 *
オニグルミ	12	$\text{Log}_{10}Y_a = 1.063\text{Log}_{10}X_d - 0.270$	0.90 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 1.174\text{Log}_{10}X_h - 1.560$	0.95 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.571\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.918$	0.93 *
マユミ	28	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.843\text{Log}_{10}X_d + 0.136$	0.84 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.655\text{Log}_{10}X_h - 0.312$	0.85 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.385\text{Log}_{10}X_{dh} - 0.156$	0.86 *
ヤチダモ	41	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.622\text{Log}_{10}X_d + 0.432$	0.88 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.499\text{Log}_{10}X_h + 0.095$	0.89 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.281\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.233$	0.89 *
ハリギリ	24	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.726\text{Log}_{10}X_d + 0.161$	0.88 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.463\text{Log}_{10}X_h + 0.055$	0.90 *	$\text{Log}_{10}Y_a = 0.286\text{Log}_{10}X_{dh} + 0.085$	0.89 *

t検定の結果 * : p < 0.05 有意

3-3-3. 樹齡推定式の適用性の検討

表 3-2 に樹齡推定式を同一林分・異なる林分に適用した樹齡実測値と樹齡推定値の平均誤差（齡）、標準偏差（齡）および最大差（齡）を示した。

針葉樹林で作成した樹齡推定式を針葉樹林に当てはめたヤチダモ、マユミおよびヤマグワの場合、平均誤差 1.6～2.1 齡、標準偏差 1.1～2.5 齡、最大差 5～11 齡となり、平均誤差は小さかったが、誤差 10 齡以上となる個体がみられた。

針葉樹林の樹齡推定式を広葉樹林に当てはめたヤチダモ、マユミの場合、平均誤差 0.7～1.3 齡、標準偏差 0.6～0.9 齡、最大差 2～3 齡となり、平均誤差は小さかった。ヤマグワは平均誤差 2.0～2.7 齡、標準偏差 0.8～1.4 齡となったが、標本数が少なく統計的に評価できなかった。

広葉樹林の樹齡推定式を広葉樹林に当てはめたヤチダモおよびマユミの場合、平均誤差 0.8～1.2 齡、標準偏差 0.5～0.8 齡、最大差 2～3 齡となり、平均誤差は小さかった。

広葉樹林の樹齡推定式を針葉樹林に当てはめたマユミの場合、平均誤差 1.6～2.3 齡、標準偏差 1.9～2.7 齡、最大差 9～12 齡となり、平均誤差は小さかったが、誤差 10 齡以上となる個体がみられた。ヤチダモでは平均誤差 2.9～3.1 齡、標準偏差 2.1～2.9 齡、最大差 9～12 齡となり、平均誤差は 3 齡まで大きくなり、誤差 10 齡以上となる個体がみられた。

したがって、ある林分で作成した樹齡推定式を異なる林分に適用すると、樹種によっては樹齡実測値と樹齡推定値との平均誤差が大きくなる危険性があることが把握された。樹齡推定の平均誤差を小さく留めるには、樹齡推定式は同一林分のみへの適用が適切であることが示唆された。

表 3-2 樹齡推定式を同一林分・異なる林分に適用した樹齡実測値と樹齡推定値の平均誤差（齡），標準偏差（齡）および最大差（齡）

林分	説明変数	広葉樹林			針葉樹林				
		n	平均 誤差	標準 偏差	最大 差	n	平均 誤差	標準 偏差	最大 差
ヤチダモ									
広葉樹林	直径(X ₁)	17	1.0	0.7	3	41	2.9	2.9	12
	樹高(X ₂)	17	1.2	0.7	2	41	3.0	2.1	9
	直径×樹高(X ₃)	17	1.2	0.7	2	41	3.1	2.5	11
針葉樹林	直径(X ₁)	17	0.8	0.9	3	41	1.9	1.4	5
	樹高(X ₂)	17	0.8	0.8	3	41	1.6	1.3	5
	直径×樹高(X ₃)	17	0.7	0.7	3	41	1.7	1.1	5
マユミ									
広葉樹林	直径(X ₁)	10	0.8	0.7	2	28	2.3	2.7	12
	樹高(X ₂)	10	1.1	0.8	2	28	1.6	2.0	9
	直径×樹高(X ₃)	10	0.9	0.5	2	28	1.7	1.9	8
針葉樹林	直径(X ₁)	10	0.8	0.6	2	28	1.8	2.5	11
	樹高(X ₂)	10	1.3	0.6	2	28	1.7	1.7	8
	直径×樹高(X ₃)	10	0.9	0.7	2	28	1.7	2.0	8
ヤマグワ									
針葉樹林	直径(X ₁)	3	2.0	1.4	3	23	2.0	2.1	7
	樹高(X ₂)	3	2.7	0.9	4	23	2.1	2.0	7
	直径×樹高(X ₃)	3	2.0	0.8	3	23	2.0	1.9	7

3-4. まとめ

本章では、都市人工林の林分タイプごとの木本実生の樹齢情報の取得のため、地際直径および樹高と樹齢との関係から樹齢推定式を得る方法を検討し、異なる林分での樹齢推定式の適用性を検証した。

広葉樹林、針葉樹林において、自然侵入した木本実生は地際直径、樹高および地際直径と樹高の積と樹齢実測値との間に相関関係が認められる樹種について、10本程度の樹齢解析から、樹齢推定が可能であることが示唆された。

有意な相関関係が得られた樹種のうち、地際直径、樹高および地際直径と樹高の積と樹齢実測値とのそれぞれの相関係数は、ほとんど変わらなかったため、地際直径だけで簡便で迅速な樹齢推定が可能であることが考えられた。

異なる林分への樹齢推定式の適用は、樹種によっては樹齢推定の精度が低下したため、樹齢推定式は同一林分での適用が適切であることが示唆された。

今後、汎用性の高い樹齢推定式の提案にあたっては、林内環境や生育段階の異なる林分で、さまざまな樹種の測定値の積み重ねから同様の検証をおこない、樹齢推定値の精度を検証する必要がある。

第4章 広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「現在」の侵入定着過程の検討

4-1. はじめに

第2章の結果では、調査地は「落葉広葉樹林で林床にミヤコザサが優占する区域」と「常緑針葉樹林で林床に優占種がみられない区域」の2つが主要な林分タイプとなっていることが把握された。このなかで、常緑針葉樹林では、年間を通して暗い光環境であること、林床に特定の種の優占はみられないこと、林内では多くの木本実生が定着していることが認められた。落葉広葉樹林では、夏の着葉期間中の光量が常緑針葉樹林よりも明るい傾向にあること、林床にミヤコザサが優占していること、林内では木本実生がほとんど定着していないことが認められた。

第2章で得られた結果から、植栽後に長期間が経過した落葉広葉樹林および常緑針葉樹林における木本実生の侵入定着過程を把握するためには、木本実生の年齢組成を明らかにしながら、時間経過のなかで変化した林内環境が木本実生の侵入定着過程に与えた影響を分析する必要がある。本章では、植栽後から約30年経過した期間のうち、「現在」の林内環境が木本実生の侵入定着過程に与える影響の検討をおこなう。このなかで、現在の木本実生の侵入定着状況は、「7年生以下」の個体を対象として、年齢組成の把握をおこなう。7年生までの木本実生の樹齢情報の取得については、第3章で求めた樹齢推定式を用いて把握する。

また、現在の林内環境については、「1-2-1. 都市人工林での木本実生の侵入定着過程に関する研究」のなかで木本実生の侵入定着に影響を与える要因として挙げた、林分構造、林床植生、光環境、土壌条件から把握をおこなう。また、木本実生の発芽および定着にとって、種子の散布量は重要な要素であることから、種子散布状況についても林内環境に含めて把握をおこなう。

そこで本章では、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「現在」の侵入定着過程の検討をおこなうため、木本実生（7年生以下）の年齢組成に影響を与える林内環境の要因（林冠・林床・光・土壌、種子散布）を分析することを目的とした。

4-2. 調査地と方法

4-2-1. 調査区の設定

調査地内の落葉広葉樹林および常緑針葉樹林に 15 m×20 m 調査区を 1 ヶ所ずつ設置した。それぞれ、落葉広葉樹林調査区（以下広葉樹林調査区）、常緑針葉樹林調査区（以下針葉樹林調査区）とした（図 4-1）。調査地の林床管理の状況については、10 年前から市民団体の活動によりチョウセンゴヨウの木本実生の抜き取りがおこなわれている。各調査区において、以下の調査を実施した。

4-2-2. 高木層の調査、樹冠投影図・植生断面図の作成

高木層の調査については、広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内の植栽木について、個体ごとの樹種名、生存/枯死の状態、樹高（m）、胸高直径（cm）を記録した。調査は、2018 年 12 月に実施した。

各調査区における樹種ごとの生存木および枯木の本数を集計した。生存木について、樹種ごとの樹高の平均値および標準偏差、胸高直径の平均値および標準偏差を算出した。また、各調査区全体の生存木の本数から 1 ha あたりの立木密度を算出した。さらに、各調査区全体の生存木の本数から樹種ごとの胸高断面積（cm²）を求め、各樹種の胸高断面積合計を算出した。

樹冠投影図の作成については、広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内の樹高 130.0 cm 以上のすべての木本の樹種名を記録し、樹冠投影図を描いた。植生断面図の作成については、広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内の 7.5 m×20 m の範囲において、樹高 130.0 cm 以上のすべての木本の樹種名を記録し、植生断面図を描いた。調査は、2019 年 4 月～5 月に実施した。

4-2-3. 林床植生調査

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内に設置した 5 m×5 m コドラート 3 ヶ所において（図 4-1）、出現した高さ 130.0 cm 以下の高木種・低木種以外全ての林床植物の種名、被度（Braun-Blanquet 法、6 段階評価）、平均高を記録した。5 m×5 m コドラートの大きさは、幼木の生育状況と林床植物の被度の関係から森林植生の推移を調査した藤本（1993）の研究を参考にした。調査は、2018 年 6 月～7 月に実施した。

4-2-4. 光環境調査

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内に設置した 5 m×5 m コドラート 3 ヶ所（図 4-1）および全天下の定点において、光量子センサー（Apogee, CAPSQ-110）を高さ 0.0 m と 1.3 m に設置し、日の出時刻直後から 10 分間 1 分ごとの散乱光のみの光合成有効光量子束密度（PPFD）を測定した。光合成有効光量子束密度の測定を、5 m×5 m コドラート 1 ヶ

所としたのは、真鍋ら（1991）の研究、および散乱光による測定法（Tang *et al.* 1988, 村岡・鷲谷 1999）に基づいて設定したものである。記録はデータロガー（T&D, CTD-MCR-4）に収録した。調査は、2017年4月～10月の各月1日ずつ実施した。

調査区ごと各コドラートの10分間の積算光合成有効光量子束密度と全天下の10分間の積算光合成有効光量子束密度から、相対光合成有効光量子束密度（以下 rPPFD）を算出し、各調査区の月ごとの平均値および標準偏差を算出した。また、調査区ごとの5月～10月の相対光合成有効光量子束密度の平均値の差を自由度 $n - 2$ 、有意水準5%のt検定により検討した。t検定には、集計ソフト（Microsoft社, Excel2016）を用いた。

4-2-5. 土壌条件調査

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内に設置した5 m×5 m コドラート3ヶ所において（図 4-1）、TDR 土壌水分計（IMKO, TRIME-FM）を用いて深さ6 cmの土壌体積含水率を2017年7月、8月、10月の雨天日の直後を避けた各月1日1回午前中に測定した。

各コドラートで月ごとに測定した3ヶ所の値から各月の平均値を求めて、土壌体積含水率とした。

また、各調査区内において土壌断面調査を実施した。2017年11月14日に調査区内1ヶ所をスコップで植物組織がみられない深さ（60 cm程度）まで掘り下げ、落葉層、腐植層などの厚さを観察した。また、各調査区内の5ヶ所で100 ml円筒を用いて深さ0 cm～10 cm層で土壌サンプルを2個ずつ採取し、研究室に持ち帰って土壌物理試験（間隙率、飽和透水係数、粒度）を実施した。

4-2-6. 種子の散布調査

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区の四隅と中央の5ヶ所に（図 4-1）、受口0.5 m²のシートトラップを高さ1.0 mに設置した。設置時期は2018年5月～12月中旬までとした。内容物は2週間ごとに計15回採取し、樹種ごとの種子数を数えた。確認された散布種子の樹種の光合成特性を五十嵐（1987）および小池（1988）により分類した。また、このシートトラップによる方法では、エゾリス、ネズミ類、ミヤマカケスの運搬によって種子が地上で移動する可能性のある動物散布の樹種の散布状況は評価できないため、チョウセンゴヨウ（紺野・平工 1996）、オニグルミ（斎藤・宮木 1984, 松井ら 2004）、ミズナラ（斎藤 1982, 松井ら 2004, 今ら 2013）は対象外とした。

各調査区の2週間単位で採取した樹種ごとの種子数を5ヶ所のシートトラップで採取された値として平均値を求め、平均散布種子数とした。樹種ごとの15回分の平均散布種子数を足し合わせて年間散布種子数を算出した。

4-2-7. 木本実生（7年生以下）の生育調査

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区内に設置した5 m×5 m コドラート3ヶ所で、7年生以

下の木本実生の樹種，個体数，樹高，子葉の有無や節数による樹齢を記録した。確認された樹種の光合成特性を五十嵐（1987）および小池（1988）により分類した。節数で樹齢を判断できない個体は，第3章で樹齢推定式を得た樹種については（表 4-1），地際直径から樹齢の算出をおこなった。また，「4-2-6. 種子の散布調査」で対象外とした。木本実生の対象樹種については，7年生以下の木本実生の生育調査でも対象外とした。調査は，2018年6月～7月に実施した。

各調査区の樹種別の個体数，樹高については，平均値および標準偏差を算出した。

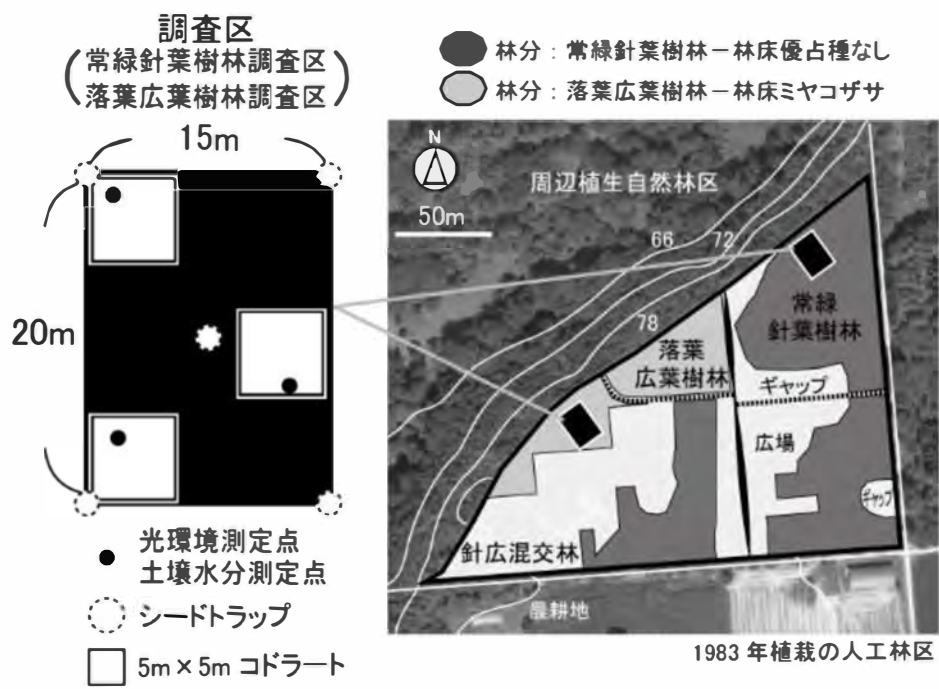


図 4-1 調査区設置図

表 4-1 各調査区に適用する樹種ごとの樹齢推定式

林分	樹種	実測 個体数 (n)	樹齢推定式	相関 係数 (r)
広葉樹林	マユミ	10	$\text{Log}_{10}Y = 0.961\text{Log}_{10}X - 0.010$	0.92 *
	ヤチダモ	17	$\text{Log}_{10}Y = 0.832\text{Log}_{10}X + 0.254$	0.96 *
針葉樹林	イチイ	24	$\text{Log}_{10}Y = 0.560\text{Log}_{10}X + 0.432$	0.92 *
	アズキナシ	25	$\text{Log}_{10}Y = 0.528\text{Log}_{10}X + 0.459$	0.79 *
	エゾヤマザクラ	20	$\text{Log}_{10}Y = 0.707\text{Log}_{10}X + 0.285$	0.85 *
	ナナカマド	16	$\text{Log}_{10}Y = 0.662\text{Log}_{10}X + 0.279$	0.92 *
	ハルニレ	29	$\text{Log}_{10}Y = 0.406\text{Log}_{10}X + 0.585$	0.72 *
	ヤマグワ	23	$\text{Log}_{10}Y = 0.584\text{Log}_{10}X + 0.288$	0.76 *
	マユミ	28	$\text{Log}_{10}Y = 0.843\text{Log}_{10}X + 0.136$	0.84 *
	ヤチダモ	41	$\text{Log}_{10}Y = 0.622\text{Log}_{10}X + 0.432$	0.88 *
	ハリギリ	24	$\text{Log}_{10}Y = 0.726\text{Log}_{10}X + 0.161$	0.88 *

樹齢推定値(Y), 地際直径(X)を表す

t検定の結果 *: p < 0.05 有意

4-3. 結果

4-3-1. 調査区ごとの林分構造

表 4-2 に調査区ごとの林分構造, 図 4-2 に広葉樹林調査区における樹冠投影図および植生断面図, 図 4-3 に針葉樹林調査区における樹冠投影図および植生断面図を示した。

広葉樹林調査区の高木層については(表 4-2), ハルニレ(7本)が平均樹高 21.3 ± 0.7 m, 平均胸高直径 37.1 ± 8.6 cm で優占し, 生存木の立木密度 233 本/ha, 胸高断面積合計 $7,960 \text{ m}^2/\text{ha}$ であった。広葉樹林調査区では, ハルニレと混交植栽されたイヌエンジュ (*Maackia amurensis* Rupr. et Maxim.) (6本) がみられたが, すべて枯木となった状態であった。高木層の生存木の立木密度は, 広葉樹林調査区が針葉樹林調査区の約 2 分の 1 と低い状態であった。樹冠投影図および植生断面図で示したように(図 4-2), 樹高 130.0 cm 以上の定着状態にある木本実生は, 約 3.0 m のヤマグワ, エゾニワトコが計 5 本で, わずかにみられるのみだった。広葉樹林調査区では, 立木密度の低い高木層のみで構成された単純な林分構造であった。

針葉樹林調査区の高木層は(表 4-2), チョウセンゴヨウ(14本)が平均樹高 19.9 ± 1.3 m, 平均胸高直径 32.5 ± 4.3 cm で優占し, 樹高 14.0 m, 胸高直径 16.8 cm のキタゴヨウ (*Pinus parviflora* Siebold et Zucc. var. *pentaphylla* (Mayr) A. Henry) (1本) が混交しており, 生存木の立木密度 500 本/ha, 胸高断面積合計 $11,995 \text{ m}^2/\text{ha}$ であった。枯木はチョウセンゴヨウ(1本)であった。樹冠投影図および植生断面図で示したように(図 4-3), 約 3.0 m で生育するヤチダモ, ハルニレ, ヤマグワ, ハリギリ, アズキナシなど, これまでに侵入定着した木本実生が低木状態となって非常に多くみられた。

表 4-2 調査区ごとの林分構造

構成樹種	本数 (本)	平均 樹高 (m)	平均胸高 直径 (cm)	立木 密度 (本 / ha)	胸高断面 積合計 (m ² / ha)
広葉樹林調査区					
生存木					
ハルニレ	7	21.3±0.7	37.1±8.6	233	7,960
枯木					
イヌエンジュ	6	-	-	-	-
針葉樹林調査区					
生存木					
チョウセンゴヨウ	14	19.9±1.3	32.5±4.3	500	11,995
キタゴヨウ	1	14.0±0.0	16.8±0.0		
枯木					
チョウセンゴヨウ	1	-	-	-	-

平均樹高，平均胸高直径は，平均値±標準偏差を示す

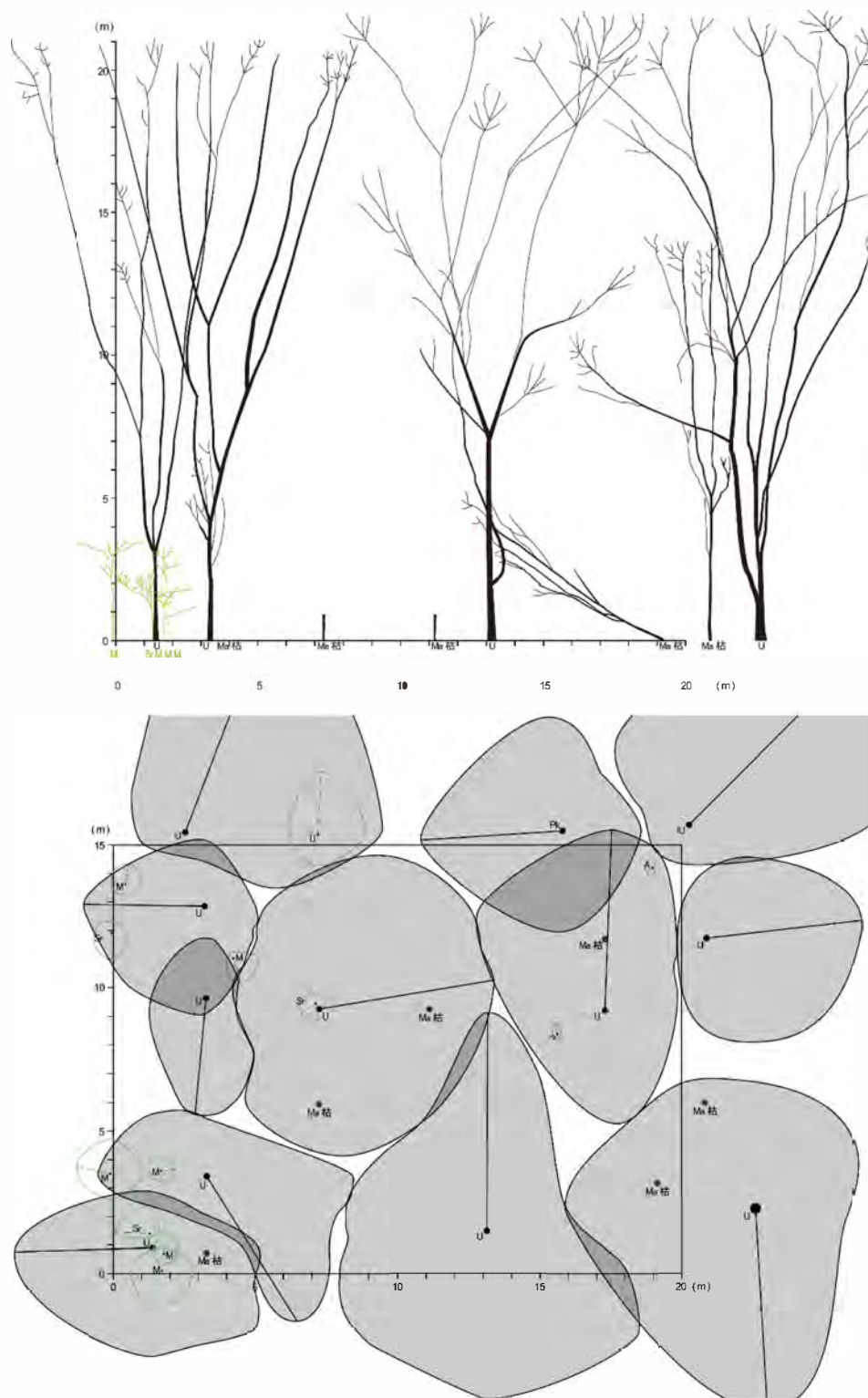


図 4-2 広葉樹林調査区における樹冠投影図および植生断面図
 植栽木は黒色，自然侵入した木本実生は緑色で示した。
 樹種凡例：U ハルニレ，Mb ヤマグワ，Ma イヌエンジュ，Sr エゾニワトコ

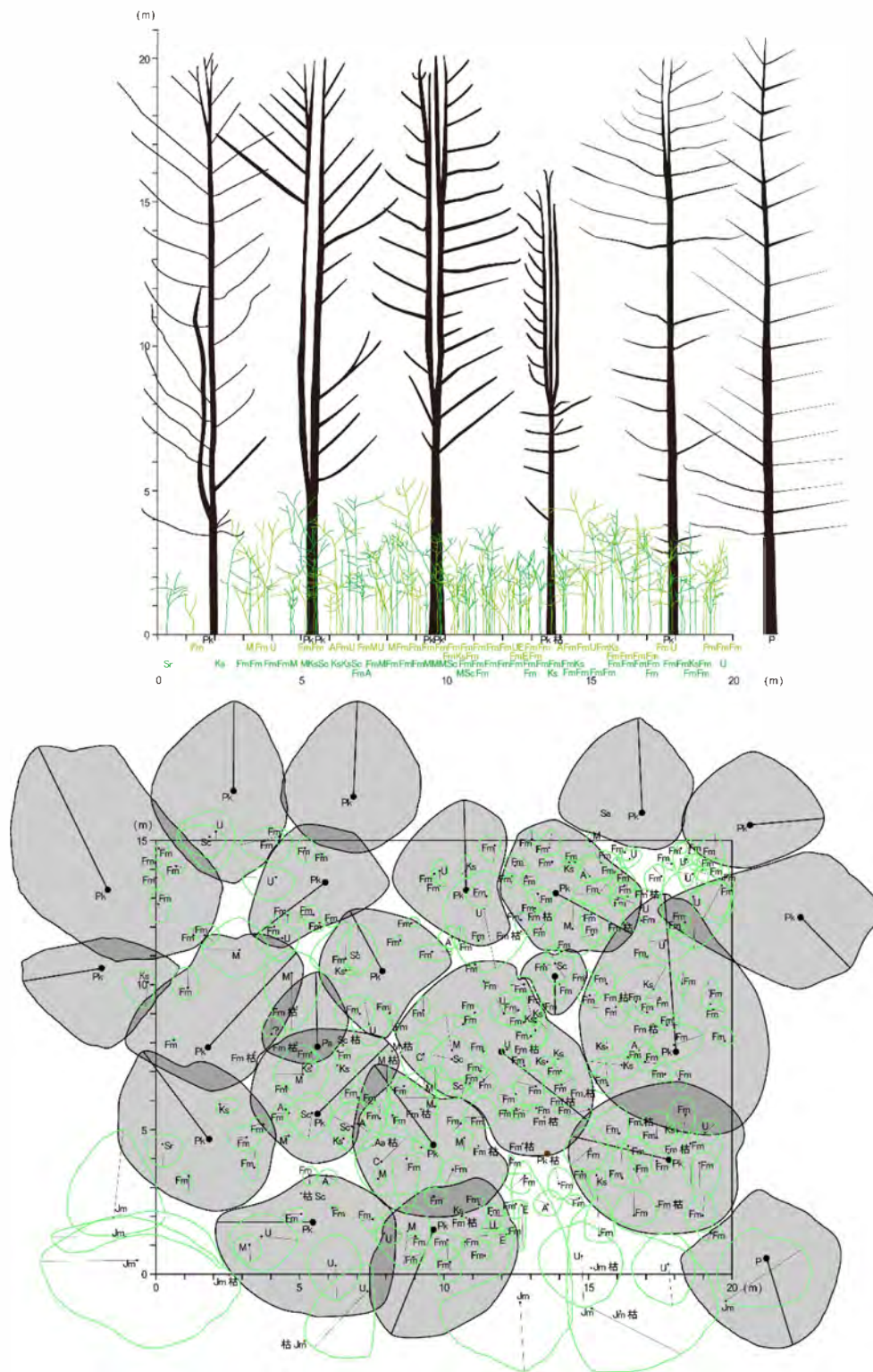


図 4-3 針葉樹林調査区における樹冠投影図および植生断面図

植栽木は黒色，自然侵入した木本実生は緑色で示した。

樹種凡例：P ヨーロッパトウヒ, Pk チョウセンゴヨウ, Pa キタゴヨウ, A アズキナシ, C エゾヤマザクラ, Sc ナナカマド, U ハルニレ, M ヤマグワ, Jm オニグルミ, Aa ヤマモミジ, Fm ヤチダモ, Ma イヌエンジュ, Ks ハリギリ, Sr エゾニワトコ, E ケヤマウコギ

4-3-2. 調査区ごとの林床植生

表 4-3 に調査区ごとの林床植物の優占度上位 3 種を示した。

広葉樹林調査区では、ミヤコザサが被度 4, 平均高 68.5 cm で優占していた。また、キツリフネ (*Impatiens noli-tangere* L.) が被度 1, 平均高 25.6 cm, キンミズヒキ (*Agrimonia pilosa* Ledeb. var. *japonica* (Miq.) Nakai) が被度 +, 平均高 75.0 cm となり, ミヤコザサの下層でわずかに生育していた。

針葉樹林調査区では, オオウバユリ (*Cardiocrinum cordatum* (Thunb.) Makino var. *glehnii* (F.Schmidt) H.Hara), ヤブハギ (*Hylodesmum podocarpum* (DC.) H.Ohashi & R.R.Mill subsp. *oxyphyllum* (DC.) H.Ohashi & R.R.Mill var. *mandshuricum* (Maxim.) H.Ohashi & R.R.Mill), エゾメシダ (*Athyrium sinense* Rupr.) が被度 1 で生育し, 特定の種の優占はみられなかった。

4-3-3. 調査区ごとの光環境

図 4-4 に調査区ごとの 4 月から 10 月までの rPPFD を示した。

広葉樹林調査区における高さ 1.3 m と 0.0 m の rPPFD は, 林冠, 林床植物および木本実生の開葉前 4 月でそれぞれ 50.2%, 24.2% と高く, 林冠, 林床植物および木本実生の開葉一着葉期 5 月~10 月で 5.2%~33.0%, 1.5%~9.6% であった。

針葉樹林調査区における高さ 1.3 m と 0.0 m の rPPFD は, 4 月で 15.2%, 16.4%, 5 月~10 月で 2.3%~13.1%, 1.9%~12.4% であった。

広葉樹林調査区および針葉樹林調査区の 5 月~10 月の高さ 1.3 m の rPPFD には有意な差がみられた (t 検定, $p < 0.05$)。一方, 広葉樹林調査区および針葉樹林調査区の 5 月~10 月の高さ 0.0 m の rPPFD に有意な差はみられなかった (t 検定, $p > 0.05$)。5 月~10 月の高さ 0.0 m の rPPFD に有意な差はみられなかったものの, 開葉期 5 月の rPPFD は広葉樹林調査区で 9.6%, 針葉樹林調査区で 4.3% と広葉樹林調査区でやや高い値であった。

表 4-3 調査区ごとの林床植物の優占度上位 3 種

広葉樹林調査区			針葉樹林調査区		
種名	被度	平均高 (cm)	種名	被度	平均高 (cm)
ミヤコザサ	4	68.5	オオウバユリ	1	52.1
キツリフネ	1	25.6	ヤブハギ	1	45.0
キンミズヒキ	+	75.0	エゾメシダ	1	43.0

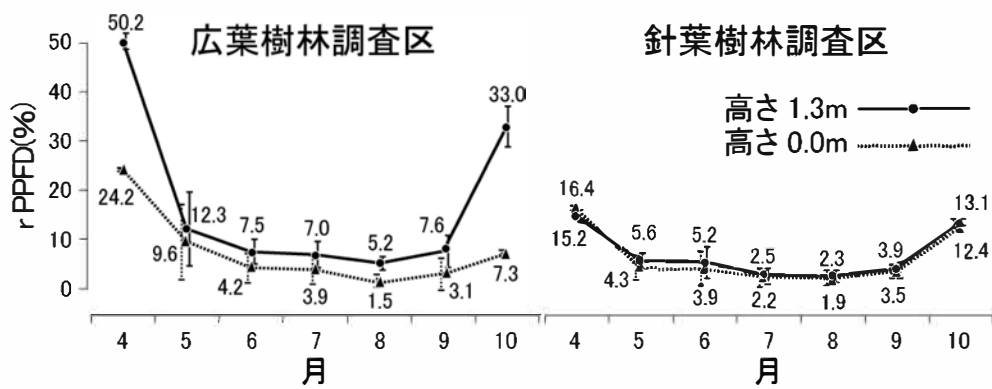


図 4-4 調査区ごとの4月から10月までのrPPFD

4-3-4. 調査区ごとの土壌条件

表 4-4 に調査区ごとの土壌条件を示した。

針葉樹林調査区，広葉樹林調査区とも土壌体積含水率は，7 および 8 月で 15%~20%，10 月で 25%~30%であった。針葉樹林調査区，広葉樹林調査区とも落葉層・有機物層を合わせた A0 層は上層約 15 cm，そのうち落葉層は 5 cm であった。また，どちらもその下に A 層が約 15 cm，深さ 30 cm から B 層が現れた。針葉樹林調査区，広葉樹林調査区の土壌は砂で，間隙率は針葉樹林調査区で 60%~65%，広葉樹林調査区で 59%~65%，飽和透水係数は針葉樹林調査区で 1.2×10^{-2} cm/s~ 1.5×10^{-2} cm/s，広葉樹林調査区で 1.7×10^{-2} cm/s~ 4.3×10^{-2} cm/s であった。

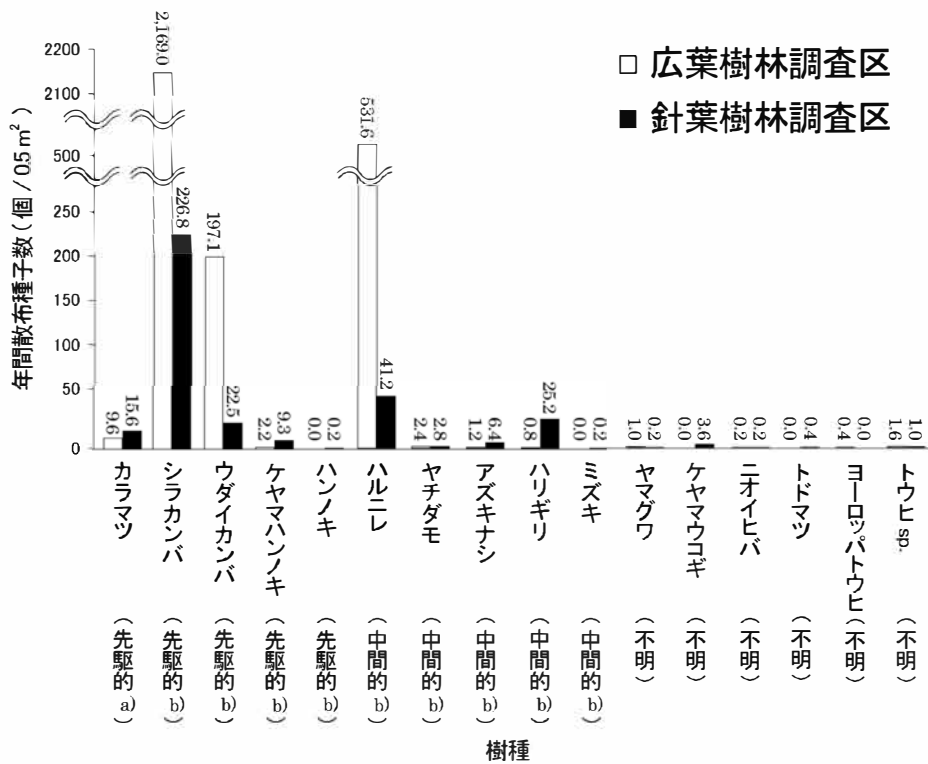
4-3-5. 調査区ごとの種子の散布状況

図 4-5 に調査区ごとの樹種（光合成特性）別にみた年間散布種子数を示した。

散布種子がみられた樹種は，広葉樹林調査区 12 種，針葉樹林調査区 15 種であった。広葉樹林調査区，針葉樹林調査区とも光合成特性が先駆的樹種のカラマツ (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière)，シラカンバ (*Betula platyphylla* Sukaczew var. *japonica* (Miq.))，ウダイカンバ (*Betula maximowicziana* Regel) およびケヤマハンノキ (*Alnus hirsuta* (Spach) Turcz. ex Rupr. var. *hirsuta*) の散布種子がみられた。特に，シラカンバ (広葉樹区 2,169.0 個/0.5 m²，針葉樹区 226.8 個/0.5 m²)，ウダイカンバ (197.1 個/0.5 m²，22.5 個/0.5 m²) が多く散布されている傾向にあった。また，広葉樹林調査区，針葉樹林調査区とも光合成特性が中間的樹種のハルニレ (広葉樹区 531.6 個/0.5 m²，針葉樹区 41.2 個/0.5 m²)，ヤチダモ (2.4 個/0.5 m²，2.8 個/0.5 m²)，アズキナシ (1.2 個/0.5 m²，6.4 個/0.5 m²)，ハリギリ (0.8 個/0.5 m²，25.2 個/0.5 m²) の散布種子がみられた。そのほか，光合成特性が中間的樹種のミズキ (*Cornus controversa* Hemsl. ex Prain) (0.0 個/0.5 m²，0.2 個/0.5 m²)，光合成特性不明種のヨーロッパトウヒ (*Picea abies* (L.) Karst.) (0.4 個/0.5 m²，0.0 個/0.5 m²) など，広葉樹林調査区のみまたは針葉樹林調査区のみで散布されていた樹種もあったが，多くの樹種が数個に満たない年間散布種子数であった。

表 4-4 調査区ごとの土壌条件

	広葉樹林調査区	針葉樹林調査区
土壌体積含水率 (%)		
7月	15.6	13.8
8月	18.2	11.9
10月	28.4	23.3
土壌断面	A0層約15cm, うち落葉層5cm A層約15cm, 深さ30cmからB層	
粒径区分	砂	
間隙率 (%)	60~65	59~65
飽和透水係数 (cm/s)	$1.2 \times 10^{-2} \sim 1.5 \times 10^{-2}$	$1.7 \times 10^{-2} \sim 4.3 \times 10^{-2}$



光合性特性の分類は、a) 五十嵐 (1987), b) 小池 (1988) によりおこなった

図 4-5 調査区ごとの樹種 (光合成特性) 別にみた年間散布種子数

4-3-6. 調査区ごとの木本実生（7年生以下）の生育

表 4-5 に調査区ごとの木本実生（7年生以下）の樹齢（年）および個体数（本/75 m²），表 4-6 に調査区ごとの木本実生（7年生以下）の樹齢（年）および平均樹高（cm）を示した。

広葉樹林調査区の木本実生（7年生以下）は6種102本がみられ、針葉樹林調査区では12種227本であった。広葉樹林調査区、針葉樹林調査区それぞれでハルニレ（27本、44本）、ヤチダモ（51本、140本）の木本実生が多くみられた。広葉樹林調査区、針葉樹林調査区とも光合成特性が先駆的樹種の木本実生はみられず、すべて中間的樹種の木本実生で構成されていた。

広葉樹林調査区の木本実生の平均樹高は、全体で10.4 ± 7.3 cm、最大平均樹高は6年生のヤチダモ40.0 cmであった。針葉樹林調査区は全体で31.6 ± 28.3 cm、最大平均樹高で6年生のヤマグワ155.0 ± 15.6 cmであった。このうち、樹高130.0 cm以上の定着状態に達している実生は、広葉樹林調査区では1本も見られず、針葉樹林調査区ではヤマグワで3本であった。両調査区とも、ほとんどの7年生以下の木本実生が樹高130.0 cm未満で生育していた。

ハルニレは、広葉樹林調査区で当年生9本、1年生4本、2年生6本、3年生3本、4年生～7年生はそれぞれ0本となり、針葉樹林調査区では当年生2本、1年生2本、2年生14本、3年生3本、6年生5本、7年生1本がみられた。ヤチダモは、広葉樹林調査区で当年生19本から4年生1本、5年生1本、6年生1本であり、針葉樹林調査区では当年生～7年生までの樹齢ごとに10本以上がみられた。そのほか不明種以外では、針葉樹林調査区で当年生のエゾヤマザクラおよびエゾニワトコ1本ずつ、1年生のマユミ4本および2年生のマユミ1本がみられるのみだった。針葉樹林調査区ではヤマグワ、アズキナシ、マユミ、ハリギリで3年生～7年生がみられるなど、樹齢が高くても個体を確認できた樹種が多かった。

表 4-5 調査区ごとの木本実生（7年生以下）の樹齢（年）および個体数（本/75 m²）

樹種	広葉樹林調査区								不明	計
	当年生	1年生	2年生	3年生	4年生	5年生	6年生	7年生		
イヌエンジュ									1	1
ハルニレ	9	4	6	3					5	27
ヤチダモ	19	13	8	2	1	1	1		6	51
イチイ										
アズキナシ										
エゾヤマザクラ	1									1
ナナカマド										
ヤマグワ										
ニシキギ										
マユミ		4	1						1	6
イボタノキ										
エゾニワトコ	1									1
ケヤマウコギ										
ハリギリ										
不明	8	1							6	15
計	38	22	15	5	1	1	1		19	102

樹種	針葉樹林調査区								不明	計
	当年生	1年生	2年生	3年生	4年生	5年生	6年生	7年生		
イヌエンジュ										
ハルニレ	2	2	14	3			5	1	17	44
ヤチダモ	19	17	10	15	19	17	25	16	2	140
イチイ	1	1	1	1	1				2	7
アズキナシ					1	2	2	1		6
エゾヤマザクラ	2		1			1				4
ナナカマド				3						3
ヤマグワ				1	4		3			8
ニシキギ									1	1
マユミ	1	1	1			1	1			5
イボタノキ		1							1	2
エゾニワトコ										
ケヤマウコギ									1	1
ハリギリ					1		1	1		3
不明		1							2	3
計	24	23	27	24	26	21	37	22	26	227

表 4-6 調査区ごとの木本実生（7年生以下）の樹齢（年）および平均樹高（cm）

		広葉樹林調査区									
樹種		当年生	1年生	2年生	3年生	4年生	5年生	6年生	7年生	不明	計
イヌエンジュ	平均樹高									9.0	9.0
	標準偏差										
ハルニレ	平均樹高	5.4	6.3	12.0	10.7					7.0	7.9
	標準偏差	0.8	1.1	4.2	3.1					2.2	3.7
ヤチダモ	平均樹高	6.9	9.8	11.0	17.0	30.0	35.0	40.0		14.8	11.3
	標準偏差	1.6	2.5	3.2	0.0					7.6	7.4
イチイ	平均樹高										
	標準偏差										
アズキナシ	平均樹高										
	標準偏差										
エゾヤマザクラ	平均樹高	11.0									11.0
	標準偏差										
ナナカマド	平均樹高										
	標準偏差										
ヤマグワ	平均樹高										
	標準偏差										
ニシキギ	平均樹高										
	標準偏差										
マユミ	平均樹高		20.0	37.0						17.0	22.5
	標準偏差		9.0								10.1
イボタノキ	平均樹高										
	標準偏差										
エゾニワトコ	平均樹高	8.0									8.0
	標準偏差										
ケヤマウコギ	平均樹高										
	標準偏差										
ハリギリ	平均樹高										
	標準偏差										
不明	平均樹高	5.6	5.0							9.5	7.1
	標準偏差	1.3								6.6	4.7
計	平均樹高	6.4	10.8	13.1	13.2	30.0	35.0	40.0		10.9	10.4
	標準偏差	1.7	6.5	7.3	3.9					6.7	7.3

		針葉樹林調査区									
樹種		当年生	1年生	2年生	3年生	4年生	5年生	6年生	7年生	不明	計
イヌエンジュ	平均樹高										
	標準偏差										
ハルニレ	平均樹高	3.9	5.1	8.6	14.1			45.6	105.0	9.4	16.8
	標準偏差	1.1	1.0	3.4	3.2			17.0		2.1	20.8
ヤチダモ	平均樹高	6.8	7.4	12.2	21.6	27.1	37.9	44.6	53.9	19.0	28.5
	標準偏差	4.1	3.3	5.5	4.1	5.7	7.1	12.0	13.3	0.0	18.4
イチイ	平均樹高	3.0	NR	12.0	20.0	NR				6.0	10.3
	標準偏差									0.0	6.5
アズキナシ	平均樹高					NR	72.0	66.5	108.0		77.0
	標準偏差						15.0	13.5			20.2
エゾヤマザクラ	平均樹高	6.1		15.0				50.0			19.3
	標準偏差	0.6									18.1
ナナカマド	平均樹高				63.3						63.3
	標準偏差				2.4						2.4
ヤマグワ	平均樹高				65.0	65.0		155.0			98.8
	標準偏差					19.0		15.6			46.6
ニシキギ	平均樹高									40.0	40.0
	標準偏差										
マユミ	平均樹高	NR	11.0	39.0			90.0	90.0			57.5
	標準偏差										34.0
イボタノキ	平均樹高		6.0							21.0	13.5
	標準偏差										7.5
エゾニワトコ	平均樹高										
	標準偏差										
ケヤマウコギ	平均樹高									30.0	30.0
	標準偏差										
ハリギリ	平均樹高					63.0		100.0	120.0		94.3
	標準偏差										23.6
不明	平均樹高		6.0							4.0	5.0
	標準偏差									0.0	1.0
計	平均樹高	5.5	7.2	12.2	27.6	35.2	44.1	57.6	62.9	12.4	31.6
	標準偏差	1.4	3.1	7.7	16.7	18.1	16.4	33.9	24.2	8.4	28.3

NR:欠損, - :標準偏差なし

4-4. 考察

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区ともシラカンバなどの先駆的樹種の散布種子がみられた。特に広葉樹林調査区でシラカンバの散布量が突出して多い傾向にあった。これは、広葉樹林調査区と隣接する自然林区にシラカンバの種子生産個体が多く分布するためと考えられる。しかし、7年生以下の木本実生の種組成では、両調査区とも先駆的樹種の木本実生は1本も確認されなかった。先駆的樹種はいわゆる陽樹と呼ばれ、極相的樹種に比べて生存、生長により多くの光を必要とする(小池 1988)。したがって、本調査地における林冠部の閉鎖した現在の広葉樹林調査区、針葉樹林調査区の暗い光環境では、先駆的樹種の木本実生の定着は難しいと考えられた。

広葉樹林調査区、針葉樹林調査区ではハルニレ、ヤチダモなどの7年生以下の木本実生の生育がみられたことから、本調査地は光合成特性が中間的な耐陰性の高い樹種(小池 2004)が生育可能な段階であった。針葉樹林調査区の7年生以下の木本実生の種組成は、広葉樹林調査区ではみられないアズキナシ、ハリギリなどを含む12種となり、広葉樹林調査区の2倍であった。また、針葉樹林調査区の種子の散布状況では、アズキナシ、ハリギリの散布量がやや多い傾向であった。したがって、調査区ごとに自然侵入した7年生以下の木本実生の種組成は、周辺植生や種子生産個体の分布状況などの種子の散布状況に影響を受けている可能性が考えられる。

また、広葉樹林調査区、針葉樹林調査区ではハルニレ、ヤチダモの7年生以下の木本実生がまとまった個体数で多く生育していた。ハルニレの種子の散布状況は、両調査区とも他の樹種に比べて相対的に多い傾向にあったが、特に広葉樹林調査区ではハルニレが上層木の優占樹種であることから、突出した散布量がみられた。しかし、調査区ごとの7年生以下の木本実生の生育本数は、広葉樹林調査区が針葉樹林調査区の約2分の1と少ない結果であった。

針葉樹林調査区では、200本以上の7年生以下の木本実生がみられ、樹齢が高くなっても生存個体数が維持されていた。針葉樹林調査区の林分構造は、現在、おもにチョウセンゴヨウから構成される立木密度500本/haの高木層と、定着状態に達した低木程度の木本実生からなる構造であった。この構造のもとで、高さ1.3mでの5月~10月のrPPFDが2.3%~13.1%となり、このうち落葉が始まる10月の値を除くと2.3~5.6%の暗い光環境であった。この暗い光環境のもとでは、ある程度の耐陰性をもつミヤコザサでも優占状態には至らないことが考えられた。このため、針葉樹林調査区では耐陰性の高い樹種を中心に、7年生以下の木本実生の生育が進んでいる状況にあることが把握された。

一方、広葉樹林調査区では、樹高130.0cm以上の定着状態の木本実生はほとんどみられず、林分構造は立木密度233本/haの低い密度の高木層のみで構成されていた。高さ1.3mでの5月~10月のrPPFDが5.2%~33.0%となり、このうち落葉が始まる10月の値を除くと5.2%~7.6%で、針葉樹林調査区よりもやや高い値を示した。広葉樹林調査区では、立木密度の低い高木層のみの単純な構造が、夏の林内でのやや明るい状況につなが

っていると思われ、林床でのミヤコザサの優占に影響していると考えられる。7年生以下の木本実生は樹齢が高くなるにつれて減少し、生存個体数は少なくなっていた。7年生以下の木本実生が生育する林床の光量（高さ 0.0 m の光環境）は、開葉-着葉期 5 月～10 月で低い値であった。広葉樹林調査区と常緑針葉樹林調査区間の光量に有意な差はなかったものの、広葉樹林調査区では開葉期 5 月の値がやや高かった（図 4-4）。一般的に落葉広葉樹林では、春季の上層木の開葉にもとづく透過光により、林床植物は多くの一次生産量を確保できると考えられている（Seiwa 1988, 小見山ら 2001, 田中ら 2011）。しかし、本調査地ではむしろ春季に暗い針葉樹林調査区で木本実生の生存が多くみられ、広葉樹林調査区で木本実生の生存に不利な条件が存在することが把握された。

両調査区の土壌条件には大きな違いはみられなかったことから、広葉樹林調査区での木本実生の生育を阻害する要因としては、光条件以外の要因が影響していると考えられる。しかし、本研究では詳しい要因の解明には至らなかった。木本実生の定着を阻害する要因としては、光に関する要因以外にも、閉鎖林内での病原菌の影響（山本 1987）や、動物による捕食の影響（山本 1987）などが考えられるほか、ミヤコザサの優占による何らかの影響の可能性も残されている。広葉樹林調査区のミヤコザサ優占下では、木本実生の定着の阻害要因にさまざまな要因が関与している可能性が示唆された。

4-5. まとめ

本章では、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「現在」の侵入定着過程の検討をおこなうため、木本実生（7年生以下）の年齢組成に影響を与える林内環境の要因（林冠・林床・光・土壌、種子散布）を分析した。

広葉樹林調査区および針葉樹林調査区とも、ほとんどの7年生以下の木本実生は、樹高130.0 cm未満で生育していた。

林床に特定の種が優占しない針葉樹林調査区では、林分構造の特徴として、樹高130.0 cm以上で定着状態に達した低木程度の木本実生が高密度に生育して低木化していた。針葉樹林調査区では、暗い光環境のなかで、ミヤコザサなどの特定の植物種が優占しないことによって、林床で7年生以下の多くの木本実生が生育していると考えられる。

一方、広葉樹林調査区では、林分構造の特徴として、植栽木で構成された高木層の立木密度が針葉樹林調査区と比べて約2分の1と低くなっていた。樹高130.0 cm以上で定着状態の木本実生はほとんどみられなかった。高木層の着葉期間中の林内の光環境は針葉樹林調査区よりもやや明るい傾向がみられた。立木密度の低い高木層のみの単純な林分構造の影響によって、夏期の林内の明るさが生じていると思われ、ミヤコザサの優占にもつながっていると考えられる。ミヤコザサの下層では、7年生以下の木本実生の個体は少なかった。落葉性の広葉樹林調査区では、春季に林床植物の生存に有効な光条件があるにもかかわらず、木本実生の生存個体数が少なかった。広葉樹林調査区のミヤコザサ優占下での木本実生の阻害要因には光条件以外のさまざまな要因を検討する必要がある。林分ごとの林床環境で木本実生の定着に影響を与える要因分析に関しては、今後検討すべき課題としたい。

第5章 広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着過程の検討

5-1. はじめに

第4章では、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「現在」の侵入定着過程の検討をおこなうため、木本実生（7年生以下）の齢組成に影響を与える林内環境の要因の分析をおこなった。植栽後から約30年経過した期間のうち、「過去」の木本実生の侵入定着過程を把握するには、齢組成のうち8年生以上の木本実生の侵入定着状況を把握し、植栽後約25年間の「過去」の林内環境による影響を検討する必要がある。

本章では、まず広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における8年生以上の齢組成から木本実生の種組成や樹種の生存状況といった情報を収集・蓄積することにした。

また、広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における過去の木本実生の侵入定着過程に影響を与えた植栽後約25年間の過去の林内環境は、現状からは明らかにすることはできない。そこで、広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における植栽後から約25年間の林内環境の変化と木本実生の侵入定着過程を再構築するために、「広葉樹林調査区・針葉樹林調査区と広葉樹林調査区・針葉樹林調査区に類似する広葉樹林・針葉樹林における植栽後から老齢段階に至る林内環境の変化と木本実生の侵入定着過程は類似する」という仮説を提起する。この方法は、井藤ら（2008）が照葉樹二次林の遷移に伴う萌芽株の構造の変化が林分構造の変化に与える影響を、林齢の異なる林分で調査し、照葉樹二次林の発達過程を解明した先行研究を参考にした。

そこで本章では、2つの目的を設定した。1つ目は、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着過程の検討をおこなうため、木本実生（8年生以上）の齢組成を把握することを目的とした。

2つ目は、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着過程を検討するため、調査地と同じ遷移系列上にある林分の構造や林床植生から調査地の過去の林内環境を推測し、木本実生（8年生以上）の齢組成に影響を与える推測された過去の林内環境の要因（林冠・林床・光）の分析をおこなった。

5-2. 調査地と方法

5-2-1. 調査区における木本実生（8年生以上）の生育調査

第4章と同様に、広葉樹林調査区・針葉樹林調査区内（各15m×20m）に設置した5m×5mコドラート3ヶ所において（図4-1）、8年生以上の木本実生の樹種、個体数、地際直径、樹高、節数による樹齢を記録した。確認された樹種の光合成特性を五十嵐（1987）および小池（1988）により分類した。節数で樹齢を判断できない個体は、第3章で樹齢推定式を作成した樹種について（表4-1）、地際直径から第4章と同様に算出をおこなった。調査は、2018年6月～7月に実施した。調査を実施した時点では、調査区は植栽後35年が経過した林分であった。

林分ごとの樹種別および樹齢別の個体数、樹高については、平均値および標準偏差を算出した。

5-2-2. 調査区と同じ遷移系列上の林分における林分構造・林床植生調査

「帯広の森」内の人工林から、広葉樹林調査区・針葉樹林調査区の林分以外のA～Eまでの5林分を選定した（図5-1、表5-1）。各林分の林齢は、Aで7年生（落葉広葉樹主体の人工林）、Bで10年生（落葉広葉樹主体の人工林）、Cで15年生（落葉広葉樹主体の人工林）、Dで20年生（落葉広葉樹人工林）、Eで25年生（落葉広葉樹人工林）である（帯広の森40周年記念事業実行委員会2015）。林齢の異なる常緑針葉樹主体の林分も設定する計画であったが、帯広の森内に植栽初期の常緑針葉樹林の林分がないことから設定することができなかった。そのため、針葉樹林調査区における過去の林内環境についても、林分A～Eの落葉広葉樹主体の人工林から推測をおこなった。林分A～Eの選定にあたっては、同じ遷移系列上の林分の林内環境を検討するため、すべての林分の土壌条件は乾性腐植質火山灰土で、地形的に類似した場所を選定した。また、すべての林分で苗木の保育ため、植栽後5年間は下草刈りが実施されており、25年生林分では植栽後11年が経過した時期に約2割の植栽木が下枝切りまたは間伐されている。

また、「1-2-2. 都市人工林での管理方法に関する研究」で触れたエコロジー緑化の植栽手法では、植栽後15年を過ぎた頃から自然間引きにより植栽木の枯死がみられ、高木層と亜高木層で階層の分化が始まるとされる（前中1989、中島1998、高橋2001、森本・小林2007）。したがって、20年生および25年生林分内では閉鎖林冠下およびギャップ下の2ヶ所に分けて調査をおこなった。

調査方法としては、半径6m（113m²）の円プロットを林分A～Cに1ヶ所ずつ、林分DおよびEの閉鎖林冠下に1ヶ所およびギャップ下に1ヶ所ずつ設置した。円プロットに含まれる植栽木の状況を把握するため、樹高1.3m以上の植栽木の生存木を対象に樹種、個体数、胸高直径、樹高、林冠閉鎖率（以下閉鎖率）を記録した。樹高1.3m以上の植栽木の枯木の個体数についても記録した。また、林冠閉鎖の状況を捉えた樹冠投影図の作成もおこ

なった。植栽木の枯死または伐採木の切り株から萌芽更新した樹高 1.3 m 未満の植栽木（萌芽木）については、樹種、個体数を記録した。また、植栽木以外の定着段階（樹高 1.3 m 以上）にある木本実生についても、樹種、個体数、地際直径、樹高を記録した。また、円プロット内に設置した 5 m×5 m コドラート 1 ヶ所において、林床の木本実生の侵入定着状況を把握するため、植栽木以外の樹高 1.3 m 未満の木本実生の樹種、被度、樹高を記録した。さらに、同じ 5 m×5 m コドラートにおいて、林床植生の状況を把握するため、高さ 1.3 m 以下の草本類、つる性木本およびミヤコザサを対象とした植物種、被度、平均高を記録した。調査は 2018 年 9 月～10 月に実施した。

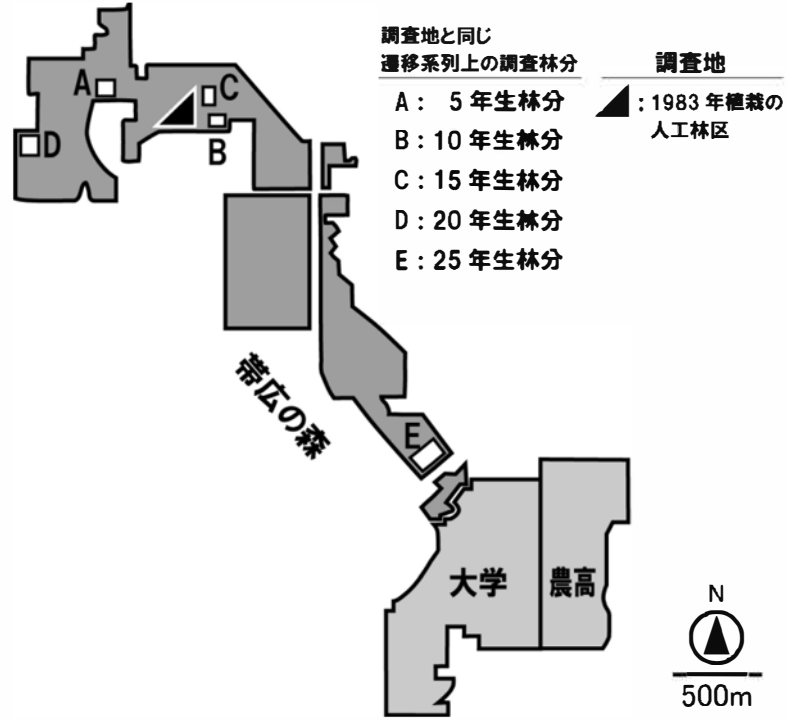


図 5-1 1983年植栽の人工林区（調査地）および調査地と同じ遷移系列上の調査林分位置図

表 5-1 調査林分の概要

林分	森林 タイプ	林齢 (年)	面積 (ha)	土壌条件	植栽 間隔 (m)	植栽広葉樹 種数 (本数)	植栽針葉樹 種数 (本数)	植栽した 最多樹種
A	植栽林	7	0.6	新期火山灰土を伴う 灰色沖積土	3×3	11種 (570本)	2種 (120本)	カシワ, ミズナラ
B	植栽林	10	1.4	乾性腐植質 火山灰土	3×3	17種 (1,311本)	2種 (358本)	カシワ
C	植栽林	15	5.5	乾性腐植質 火山灰土	2×3	9種 (5,100本)	1種 (50本)	カシワ
D	植栽林	20	4.3	乾性腐植質 火山灰土	2×3	19種 (6,380本)	なし	ミズナラ
E	植栽林	25	4.5	乾性腐植質 火山灰土	2×3	9種 (7,260本)	なし	ミズナラ

5-3. 結果

5-3-1. 調査区における木本実生（8年生以上）の生育

表 5-2 に調査区ごとの木本実生（8年生以上）の樹齢（年）および個体数（本/75 m²）、表 5-3 に調査区ごとの木本実生（8年生以上）の樹齢（年）および平均樹高（cm）を示した。

広葉樹林調査区の木本実生（8年生以上）は4種6本がみられ、針葉樹林調査区では14種157本であった。広葉樹林調査区では、ハルニレ1本、エゾヤマザクラ1本、エゾニワトコ1本、ケヤマウコギ（*Eleutherococcus divaricatus* (Siebold et Zucc.) S.Y.Hu）3本であった。針葉樹林調査区では、ヤチダモの木本実生が95本と最も多くみられ、次いでハルニレ15本、ケヤマウコギ9本、ヤマグワ8本、ハリギリ6本などがみられた。樹種の光合成特性は、不明種以外を取り上げると、先駆的樹種は針葉樹林調査区でみられたキハダ（*Phellodendron amurense* Rupr. var. *amurense*）（小池 1988）のみだった。広葉樹林調査区では中間的樹種のハルニレ、エゾヤマザクラ（小池 1988）、針葉樹林調査区で中間的樹種のハルニレ、ヤチダモ、アズキナシ、エゾヤマザクラ、ナナカマド（*Sorbus commixta* Hedl. var. *commixta*）（小池 1988）、ハリギリ、極相的樹種のヤマモミジ（*Acer amoenum* Carrière var. *matsumurae* (Koidz.) K.Ogata）（小池 1988）がみられた。

広葉樹林調査区の木本実生の平均樹高は、確認された4種6本で83.7 ± 86.0 cm、最大平均樹高は11年生のエゾニワトコ210.0 cmであった。広葉樹林調査区で樹高130.0 cm以上の定着状態にある個体はこのエゾニワトコ1本のみであった。一方、針葉樹林調査区の木本実生は、確認された14種157本で178.4 ± 116.7 cm、最大平均樹高で16年生のヤマグワ580.0 cmであった。また、樹種ごとの平均樹高は、ハルニレ182.4 ± 94.6 cm、ヤチダモ169.5 ± 95.8 cm、アズキナシ141.4 ± 44.2 cm、エゾヤマザクラ285.0 ± 155.0 cm、ナナカマド357.5 ± 60.6 cm、ヤマグワ382.1 ± 118.2 cm、ヤマモミジ169.3 ± 118.7 cm、ハリギリ289.7 ± 133.3 cmで樹高130.0 cm以上であり、定着状態にある個体は85本と多くみられた。

広葉樹林調査区の年齢組成は、樹齢情報が得られた樹種では、エゾニワトコの10年生1本のみであった。針葉樹林調査区では157本中、ハルニレ（15本）、ヤチダモ（96本）、ヤマグワ（8本）、ハリギリ（6本）の個体数が多く見られた。ヤチダモの年齢組成は、8年生11本、9年生12本、10年生～15年生で5本～9本、16年生8本、17年生4本、18年生8本、19年生5本、20年生3本、22年生1本、24年生1本、27年生1本、29年生1本であった。ハルニレの年齢組成は、8年生2本、9年生2本、11年生～15年生で1本～3本がみられた。ヤマグワの年齢組成は、11年生1本、12年生2本、14年生～17年生で1本ずつ、20年生1本であった。そして、ハリギリの年齢組成は、8年生、10年生、13年生、15年生、16年生、21年生がそれぞれ1本であった。全体的にみると、20年生以下で個体数が増加する傾向にあった。

表 5-2 林分ごとの木本実生（8年生以上）の樹齢（年）および個体数（本/75 m²）

		広葉樹林調査区																				
樹種		8年生	9年生	10年生	11年生	12年生	13年生	14年生	15年生	16年生	17年生	18年生	19年生	20年生	21年生	22年生	24年生	27年生	29年生	不明	計	
ハルニレ																				1	1	
ヤチダモ																						
イチイ																						
アズキナシ																						
エゾヤマザクラ																				1	1	
ナナカマド																						
ヤマグワ																						
キハダ																						
マユミ																						
カラコギカエデ																						
ヤマモミジ																						
エゾニワトコ					1																	1
ケヤマウコギ																				3	3	
ハリギリ																						
不明																						
計				1																5	6	

		針葉樹林調査区																			
樹種		8年生	9年生	10年生	11年生	12年生	13年生	14年生	15年生	16年生	17年生	18年生	19年生	20年生	21年生	22年生	24年生	27年生	29年生	不明	計
ハルニレ		2	2		3	3	1	1	2											1	15
ヤチダモ		11	12	6	9	5	9	6	6	8	4	8	5	3		1	1	1		1	96
イチイ			2	1	1																4
アズキナシ		2	1	1		1															5
エゾヤマザクラ					1														1		2
ナナカマド									1	1				1	1						4
ヤマグワ					1	2		1	1	1	1				1						8
キハダ																				1	1
マユミ		1																			1
カラコギカエデ																				1	1
ヤマモミジ																				3	3
エゾニワトコ																				1	1
ケヤマウコギ																				9	9
ハリギリ		1		1			1		1	1										1	6
不明																				1	1
計		17	17	9	15	11	11	8	11	11	5	8	6	5	1	1	1	1	1	17	157

表 5-3 林分ごとの木本実生（8年生以上）の樹齢（年）および平均樹高（cm）

樹種		広葉樹林調査区																				不明	計
		8年生	9年生	10年生	11年生	12年生	13年生	14年生	15年生	16年生	17年生	18年生	19年生	20年生	21年生	22年生	24年生	27年生	29年生				
ハルニレ	平均樹高																			10.0	10.0		
	標準偏差																			-	-		
ヤチダモ	平均樹高																						
	標準偏差																						
イチイ	平均樹高																						
	標準偏差																						
アズキナシ	平均樹高																						
	標準偏差																						
ニゾヤマザクラ	平均樹高																			7.0	7.0		
	標準偏差																			-	-		
ナナカマド	平均樹高																						
	標準偏差																						
ヤマグルワ	平均樹高																						
	標準偏差																						
キハダ	平均樹高																						
	標準偏差																						
マユミ	平均樹高																						
	標準偏差																						
カラニギカニデ	平均樹高																						
	標準偏差																						
ヤマモミジ	平均樹高																						
	標準偏差																						
ニゾニワトコ	平均樹高			210.0																	210.0		
	標準偏差																				-		
ケヤマウニギ	平均樹高																			57.5	57.5		
	標準偏差																			32.5	32.5		
ハリギリ	平均樹高																						
	標準偏差																						
不明	平均樹高																						
	標準偏差																						
計	平均樹高			210.0																62.7	83.7		
	標準偏差																			74.3	86.0		

樹種		針葉樹林調査区																				不明	計
		8年生	9年生	10年生	11年生	12年生	13年生	14年生	15年生	16年生	17年生	18年生	19年生	20年生	21年生	22年生	24年生	27年生	29年生				
ハルニレ	平均樹高	114.0	132.5		159.0	179.3	330.0	275.0	305.0											13.0	182.4		
	標準偏差	14.0	4.5		70.2	64.7	-	-	25.0													94.6	
ヤチダモ	平均樹高	68.8	73.4	90.5	109.8	128.6	155.7	190.0	203.2	243.1	281.3	283.5	297.6	300.0		370.0	390.0	395.0	16.0	169.5			
	標準偏差	21.5	21.6	19.4	36.7	39.7	40.1	77.4	20.4	30.7	18.2	33	36.2	12.7							95.8		
イチイ	平均樹高																				88.8		
	標準偏差																				19.5		
アズキナシ	平均樹高	105.0	137.0	135.0		235.0															141.4		
	標準偏差	5.0	*	*		*															44.2		
ニゾヤマザクラ	平均樹高				130.0														440.0		285.0		
	標準偏差																				155.0		
ナナカマド	平均樹高							350.0	280.0				350.0	450.0							357.5		
	標準偏差							-	-				-	-							60.6		
ヤマグルワ	平均樹高			400.0	305.0		380.0	440.0	580.0	167.0				480.0							382.1		
	標準偏差			-	25.0		-	-	-	-				-							118.2		
キハダ	平均樹高																		62.0	62.0			
	標準偏差																						
マユミ	平均樹高	115.0																			115.0		
	標準偏差																						
カラニギカニデ	平均樹高																			25.0	25.0		
	標準偏差																						
ヤマモミジ	平均樹高																				169.3		
	標準偏差																				118.7		
ニゾニワトコ	平均樹高																			79.0	79.0		
	標準偏差																						
ケヤマウニギ	平均樹高																			83.8	83.8		
	標準偏差																			33.7	33.7		
ハリギリ	平均樹高	60.0		193.0			130.0		390.0	380.0				450.0							289.7		
	標準偏差																				133.3		
不明	平均樹高																				13.0		
	標準偏差																						
計	平均樹高	80.6	85.2	110.1	137.7	183.3	181.5	224.4	273.5	289.5	218.4	283.5	306.3	366.0	450.0	370.0	390.0	395.0	440.0	76.2	178.4		
	標準偏差	26.7	29.3	36.7	85.1	78.7	67.1	93.4	86.6	103.3	30.4	33.0	38.4	82.0						68.0	116.7		

- : 標準偏差なし

5-3-2. 7年生林分の林分構造・林床植生

図 5-2 に 7 年生林分の林分構造および林床植生，図 5-3 に 7 年生林分の樹冠投影図による閉鎖率，林冠状況および林分状況を示した。

円プロット内 (113 m²) の植栽木について，林冠を形成している高木層は生存木 11 本，立木密度 974 本/ha，最大樹高 3.5 m，平均樹高 2.3±0.8 m，平均胸高直径 2.1±1.3 cm，胸高断面積合計 52 m²/ha であった。また，植栽木は枯木 1 本，萌芽木 0 本であった。萌芽木とは，植栽木の枯木または伐採木の切り株から発生したものとする。林冠優占種ハルニレ，閉鎖率 20% (図 5-3 上) であった。草本類などの林床植生は，イネ科 sp.が平均高 0.5 m，被度 4，次いでカモガヤ (*Dactylis glomerata* L.) が平均高 0.6 m，被度 1，アザミ属 sp.が平均高 0.3 m，被度 1 であった。林床に生育する木本実生は，光合成特性が中間的樹種のオニグルミ (小池 1988) のみが平均樹高 0.8 m，被度+でわずかに生育していた。

7 年生林分では，植栽木は樹高 2.0 m 程度でまだ林相を呈さず，閉鎖率 20%と光が差し込む明るい地面には (図 5-3 下左および下右)，陽生草本であるイネ科草本が単独で優占し，イネ科草本にまぎれて木本実生がわずかに生育するのみであった。

5-3-3. 10年生林分の林分構造・林床植生

図 5-4 に 10 年生林分の林分構造および林床植生，図 5-5 に 10 年生林分の樹冠投影図による閉鎖率，林冠状況および林分状況を示した。

円プロット内 (113 m²) の植栽木について，林冠を形成している高木層は生存木 11 本，立木密度 974 本/ha，最大樹高 6.0 m，平均樹高 4.0±1.1 m，平均胸高直径 5.6±2.4 cm，胸高断面積合計 318 m²/ha であった。また，植栽木は枯木 1 本，萌芽木 0 本であった。林冠優占種キタコブシ，閉鎖率 25% (図 5-5 上) であった。草本類などの林床植生は，オオアワダチソウが平均高 1.0 m，被度 5，次いでイネ科 sp.が平均高 0.3 m，被度 3，ヤブマメ (*Amphicarpaea bracteata* (L.) Fernald subsp. *edgeworthii* (Benth.) H. Ohashi) が平均高 0.8 m，被度 1 などがみられた。林床に生育する木本実生は，1 本も確認されなかった。

10 年生林分においても，植栽木は樹高 4.0 m 程度で林相を呈さず，閉鎖率 25%と光が差し込む明るい地面には (図 5-5 下左および下右)，陽生草本のオオアワダチソウ (森本ら 2014) が単独で優占し，イネ科草本も多く，その林床で木本実生の生育はみられなかった。

5-3-4. 15年生林分の林分構造・林床植生

図 5-6 に 15 年生林分の林分構造および林床植生，図 5-7 に 15 年生林分の樹冠投影図による閉鎖率，林冠状況および林分状況を示した。

円プロット内 (113 m²) の植栽木について，林冠を形成している高木層は生存木 18 本，立木密度 1,593 本/ha，最大樹高 8.5 m，平均樹高 7.2±1.4 m，平均胸高直径 8.6±3.1 cm，胸高断面積合計 1,181 m²/ha であった。また，植栽木は全階層において枯木 0 本，萌芽木 0 本であった。林冠優占種ミズナラ，閉鎖率 90% (図 5-7 上) であった。草本類などの林床

植生は、オオアワダチソウが平均高 0.4 m, 被度 1, イネ科 sp.が平均高 0.2 m, 被度 1, ツルウメモドキ (*Celastrus orbiculatus* Thunb. var. *orbiculatus*) が平均高 0.2 m, 被度+などがみられた。林床に生育する木本実生は、光合成特性が極相的樹種のみズナラ (小池 1988) が平均樹高 0.2 m, 被度 1, オニグルミが平均樹高 0.5 m, 被度+, 光合成特性不明種のカシワが平均樹高 0.2 m, 被度+, 光合成特性が中間的樹種のヤチダモ (小池 1988) が平均樹高 0.1 m, 被度+となり, 計 4 種がみられた。

植栽木は樹高 7.0 m 程度まで成長するとともに枝葉も伸長して, 閉鎖率 90%となり林冠が閉鎖していた (図 5-7 上)。2 m×3 m 間隔で植栽された林内は, 植栽木の枯死がなければ, 円プロット内 (113 m²) に 18 本の密度で生育するはずである。15 年生林分の円プロット内の生存木 18 本の密度は, 植栽当時からほとんど植栽木が枯れていない状態であった。植栽された高木性樹種が成長し, 樹高の揃った高密度の葉層で閉鎖した暗い林床では (図 5-7 下左および下右), 陽生草本のオオアワダチソウおよびイネ科草本は生育していたが, 優占状態ではなかった。林床ではみズナラなどを中心に光合成特性が中間的な耐陰性の高い樹種 (小池 2004) が生育していた。

5-3-5. 20 年生林分の林分構造・林床植生

図 5-8 に 20 年生林分の閉鎖林冠下の林分構造および林床植生, 図 5-9 に 20 年生林分の閉鎖林冠下の樹冠投影図による閉鎖率, 林冠状況および林分状況を示した。

閉鎖林冠下の円プロット内 (113 m²) の植栽木について, 林冠を形成している高木層は生存木 15 本, 立木密度 1,327 本/ha, 最大樹高 17.0 m, 平均樹高 10.7±3.1 m, 平均胸高直径 12.9±7.3 cm, 胸高断面積合計 2,578 m²/ha であった。また, 植栽木は枯木 1 本, 萌芽木 0 本であった。林冠優占種みズナラ, 閉鎖率 95% (図 5-9 上) であった。草本類などの林床植生は, ツルウメモドキが平均高 0.3 m, 被度 1, ヤブマメが平均高 0.1 m, 被度 1, オオアワダチソウが平均高 0.5 m, 被度+, イネ科 sp.が平均高 0.3 m, 被度+などがみられた。林床に生育する木本実生は, 光合成特性不明種のマユミが平均樹高 0.6 m, 被度 1, みズナラが平均樹高 0.4 m, 被度 1, オニグルミが平均樹高 0.5 m, 被度+, 光合成特性不明種のグミ sp.が平均樹高 0.5 m, 被度+, 光合成特性不明種のケヤマウコギが平均樹高 0.3 m, 被度+, 光合成特性不明種のヤマグワが平均樹高 0.1 m, 被度+となり, 計 9 種がみられた。

閉鎖林冠下の植栽木は樹高 10.0 m 程度となり, 閉鎖率 95%と林冠閉鎖後の林冠の発達が進んでいる状態だった (図 5-9 上)。2 m×3 m 間隔の植栽で円プロット内 (113 m²) に 18 本あったと思われる植栽木は, 高木層における生存木で 15 本の密度となり, 植栽後から現在までに約 2 割と低い割合で減少していた。植栽木の枯木 1 本は, 樹高 2.0 m~5.0 m, 胸高直径 5.0 cm~10.0 cm の階層にあり, 生存木の平均樹高, 平均胸高直径より小さかった。林床では, 陽生草本のオオアワダチソウおよびイネ科草本の生育がわずかにみられるのみだった。林床ではみズナラなどを中心に光合成特性が中間的な耐陰性の高い樹種が生育していた。

図 5-10 に 20 年生林分のギャップ下の林分構造および林床植生，図 5-11 に 20 年生林分のギャップ下の樹冠投影図による閉鎖率，林冠状況および林分状況を示した。

ギャップ下の円プロット内 (113 m²) の植栽木について，林冠を形成している高木層は生存木 11 本，立木密度 974 本/ha，最大樹高 12.0 m，平均樹高 9.1±2.6 m，平均胸高直径 13.0±4.6 cm，胸高断面積合計 1,649 m²/ha であった。また，植栽木は枯木 1 本，萌芽木 0 本であった。林冠優占種ミズナラ，閉鎖率 80% (図 5-11 上) であった。草本類などの林床植生は，イネ科 sp.が平均高 0.2 m，被度 2，オオアワダチソウが平均高 0.9 m，被度 1，ムラサキツメクサ (*Trifolium pratense* L.)が平均高 0.2 m，被度 1，スギナ (*Equisetum arvense* L. f. *arvense*) が平均高 0.3 m，被度+などがみられた。林床に生育する木本実生は，光合成特性が先駆的樹種のシラカンバ (小池 1988) が平均樹高 0.6 m，被度 1，光合成特性不明種のチョウセンゴヨウが平均樹高 0.4 m，被度 1，オニグルミが平均樹高 0.4 m，被度 1，ミズナラが平均樹高 0.2 m，被度 1，カシワが平均樹高 0.2 m，被度 1，光合成特性が先駆的樹種のケヤマハンノキ (小池 1988) が平均樹高 0.6 m，被度+となり，計 7 種がみられた。

ギャップ下では，2 m×3 m 間隔の植栽で円プロット内 (113 m²) に 18 本あったと思われる植栽木は，高木層における生存木で 11 本の密度となり，植栽後から現在までに約 4 割が減少していた。この結果は，減少割合が約 2 割だった閉鎖林冠下よりも高いものとなった。しかし，閉鎖率は 80%となり，林冠での大規模なギャップ形成には至っていなかった (図 5-11)。林床では，イネ科 sp.が被度 2，オオアワダチソウが被度 1 となり，陽生草本の生育がやや目立っていた。その林床では，光合成特性が先駆的であるシラカンバおよびケヤマハンノキなども含め，ミズナラなどを光合成特性が中間的な耐陰性の高い樹種がみられ，さまざまな光合成特をもつ樹種が生育していた。

5-3-6. 25 年生林分の林分構造・林床植生

図 5-12 に 25 年生林分の閉鎖林冠下の林分構造および林床植生，図 5-13 に 25 年生林分の閉鎖林冠下の樹冠投影図による閉鎖率，林冠状況および林分状況を示した。

閉鎖林冠下の円プロット内 (113 m²) の植栽木について，林冠を形成している高木層は生存木 16 本，立木密度 1,416 本/ha，最大樹高 16.0 m，平均樹高 10.7±3.9 m，平均胸高直径 11.8±5.9 cm，胸高断面積合計 2,177 m²/ha であった。また，植栽木は枯木 0 本，萌芽木 0 本であった。林冠優占種ミズナラ，閉鎖率 85% (図 5-13 上) であった。草本類などの林床植生は，ツルウメモドキが平均高 0.3 m，被度 1，ガガイモ (*Metaplexis japonica* (Thunb.) Makino) が平均高 0.2 m，被度 1，ベニバナイチャクソウ (*Pyrola asarifolia* Michx. subsp. *incarnata* (DC.) A.E.Murray) が平均高 0.1 m，被度 1，オオアワダチソウが平均高 0.4 m，被度+などがみられた。林床に生育する木本実生は，チョウセンゴヨウが平均樹高 0.3 m，被度 1，光合成特性が中間的樹種のミズキ (小池 1988) が平均樹高 0.3 m，被度 1，ミズナラが平均樹高 0.1 m，被度 1，マユミが平均樹高 0.4 m，被度+，光合成特性が中間的

樹種のはルニレ（小池 1988）が平均樹高 0.3 m，被度+，光合成特性が先駆的樹種のカラマツ（五十嵐 1987）が平均樹高 0.2 m，被度+となり，計 8 種がみられた。また，高木層・低木層・亜高木層の樹高分布および胸高直径分布のグラフ中の「侵入_低木性広葉樹」として，植栽由来ではない侵入定着したイヌコリヤナギ (*Salix integra* Thunb.) 3 本がみられた。イヌコリヤナギの平均樹高 3.0 ± 0.4 m，平均胸高直径 2.2 ± 0.6 cm であった。

閉鎖林冠下の植栽木は樹高 10.0 m 程度で，閉鎖率 85%と林冠閉鎖後の林冠の発達が進んでいる状態だった（図 5-13）。2 m×3 m 間隔の植栽で円プロット内（113 m²）に 18 本あったと思われる植栽木は，高木層における生存木で 16 本の密度となり，植栽後から現在までに約 1 割で減少したと考えられる。林床では，陽生草本のオオアワダチソウがわずかにみられるのみだった。その林床では，ミズキやミズナラなどを中心に光合成特性が中間的な耐陰性の高い樹種が生育していた。また，イヌコリヤナギは高さ 1.3m 以上の定着状態に達し低木程度になっていた。

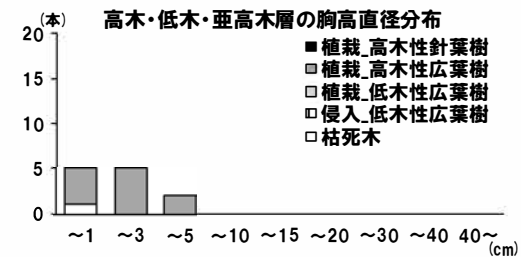
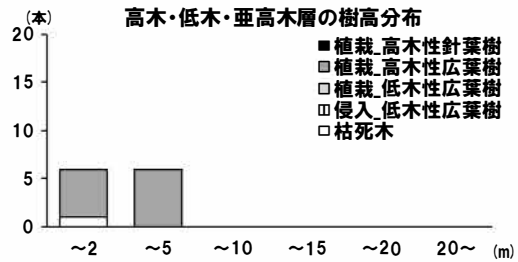
図 5-14 に 25 年生林分のギャップ下の林分構造および林床植生，図 5-15 に 25 年生林分のギャップ下の樹冠投影図による閉鎖率，林冠状況および林分状況を示した。

ギャップ下の円プロット内（113 m²）の植栽木について，林冠を形成している高木層の生存木は 9 本，立木密度 796 本/ha，最大樹高 15.0 m，平均樹高 9.9 ± 4.4 m，平均胸高直径 11.7 ± 7.5 cm，胸高断面積合計 1,359 m²/ha であった。高木層の植栽木で枯木となっていたのは 0 本であった。林冠優占種ミズナラ，閉鎖率 60%（図 5-15 上）であった。植栽木の枯木または伐採木の切り株から発生した萌芽木は 2 本であった。萌芽木は，平均樹高 1.2 ± 0.1 m，平均胸高直径 0.5 cm であった。草本類などの林床植生は，オオアワダチソウが平均高 1.2 m，被度 4，オオヨモギ (*Artemisia montana* (Nakai) Pamp. var. *montana*) が平均高 1.5 m，被度+，ガガイモが平均高 1.2 m，被度+がみられた。林床に生育する木本実生は，チョウセンゴヨウが平均樹高 0.3 m，被度+，ミズナラが平均樹高 0.2 m，被度+となり，計 2 種のみだった。また，高木層・低木層・亜高木層の樹高分布および胸高直径分布のグラフ中の「侵入_低木性広葉樹」として，侵入定着したイヌコリヤナギ 1 本がみられた。イヌコリヤナギの平均樹高 3.0 m，平均胸高直径 2.3 cm であった。

ギャップ下では，2 m×3 m 間隔の植栽で円プロット内（113 m²）に 18 本あったと思われる植栽木は，高木層における生存木で 9 本の密度となり，植栽後から現在までに約 6 割の高い割合で減少したと考えられる。閉鎖率 60%まで低下していた明るい林内では，オオアワダチソウが平均高 1.2 m，被度 4 となり，陽生草本が優占していた。その林床では，チョウセンゴヨウおよびミズナラの 2 種の木本がわずかに生育するのみだった。

林分構造

7年生林分	
植栽年	2012年
林冠優占種	ハルニレ
閉鎖率	20%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	11
生存木立木密度(本 / ha)	974
枯木本数(本 / 113 m ²)	1
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	0
最大樹高(m)	3.5
平均樹高(m)	2.3±0.8
平均胸高直径(cm)	2.1±1.3
胸高断面積合計(m ² / ha)	52



林床植生 (被度階級上位)

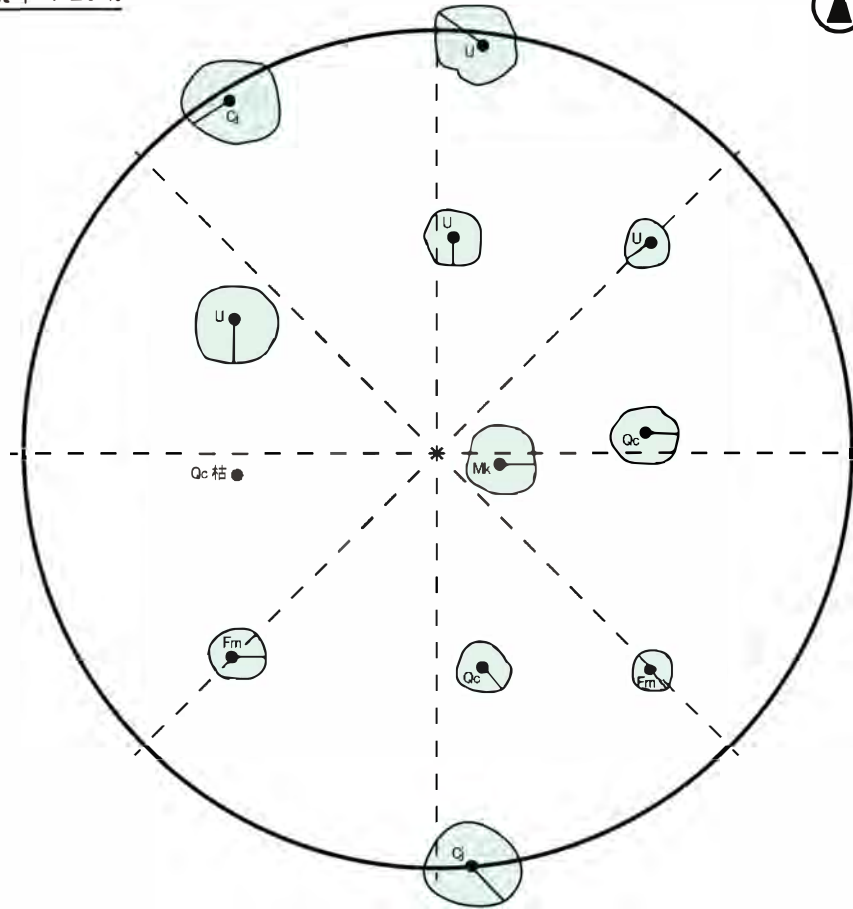
種名	被度	平均高(m)
イネ科sp.	4	0.5
カモガヤ	1	0.6
アザミ属sp.	1	0.3
エゾノギシギシ	+	0.3
セイヨウタンポポ	+	0.2
ガガイモ	+	0.5
総出現種数	7種	

木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)
オニグルミ	+	0.8
総出現種数	1種	

図 5-2 7年生林分の林分構造および林床植生

閉鎖率：20%



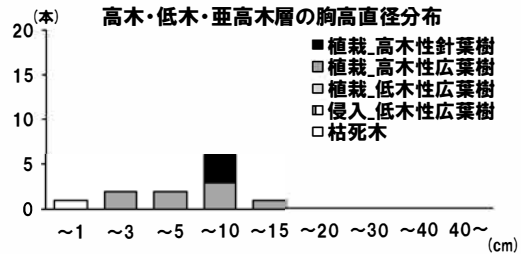
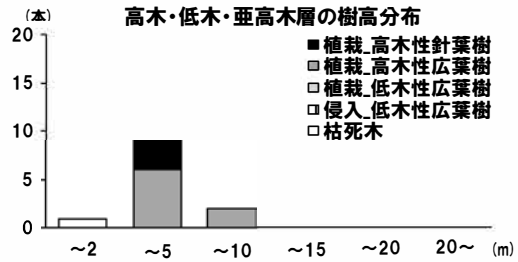
半径 6m (113m²) の円プロット



図 5-3 7 年生林分の樹冠投影図による閉鎖率 (上) ,
林冠状況 (下左) および林分状況 (下右)
樹種凡例 : Mk キタコブシ, Cj カツラ, U ハルニレ, Qc ミズナラ, Fm ヤチダモ

林分構造

10年生林分	
植栽年	2009年
林冠優占種	キタコブシ
閉鎖率	25%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	11
生存木立木密度(本 / ha)	974
枯木本数(本 / 113 m ²)	1
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	0
最大樹高(m)	6.0
平均樹高(m)	4.0±1.1
平均胸高直径(cm)	5.6±2.4
胸高断面積合計(m ² / ha)	318



林床植生 (被度階級上位)

種名	被度	平均高(m)
オオアワダチソウ	5	1.0
イネ科sp.	3	0.3
ヤブマメ	1	0.8
シロツメクサ	+	0.2

総出現種数 4種

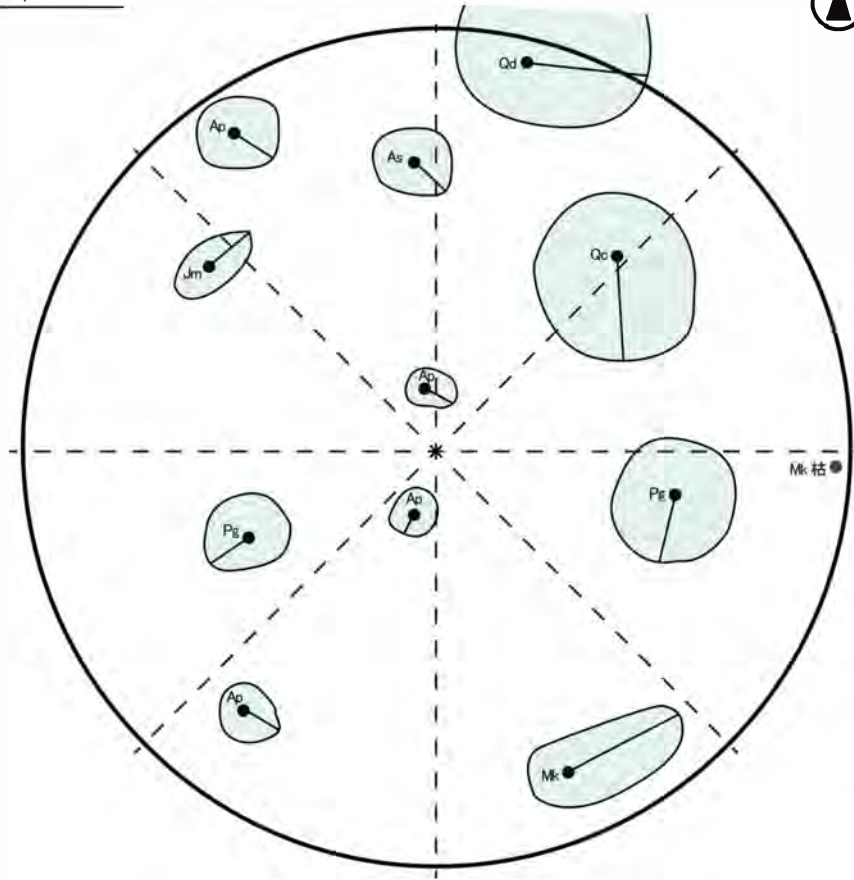
木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)

総出現種数 0種

図 5-4 10 年生林分の林分構造および林床植生

閉鎖率 : 25 %



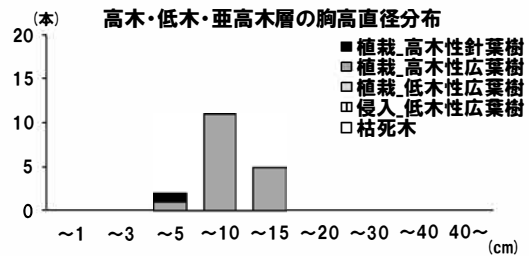
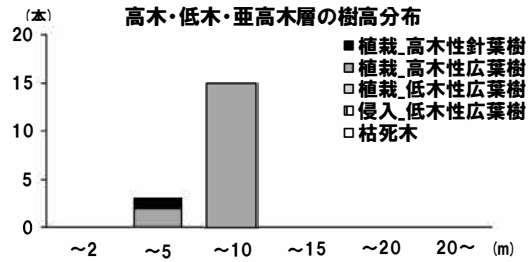
半径 6m (113m²) の円プロット



図 5-5 10 年生林分の樹冠投影図による閉鎖率 (上) ,
林冠状況 (下左) および林分状況 (下右)
樹種凡例 : As トドマツ, Pg アカエゾマツ, Mk キタコブシ, Jm オニグルミ,
Qc ミズナラ, Qd カシワ, Ap イタヤカエデ

林分構造

15年生林分	
植栽年	2004年
林冠優占種	ミズナラ
閉鎖率	90%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	18
生存木立木密度(本 / ha)	1,593
枯木本数(本 / 113 m ²)	0
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	0
最大樹高(m)	8.5
平均樹高(m)	7.2±1.4
平均胸高直径(cm)	8.6±3.1
胸高断面積合計(m ² / ha)	1,181



林床植生 (被度階級上位)

種名	被度	平均高(m)
オオアワダチソウ	1	0.4
イネ科sp.	1	0.2
ツルウメモドキ	+	0.2
セイヨウタンポポ	+	0.1

総出現種数 4種

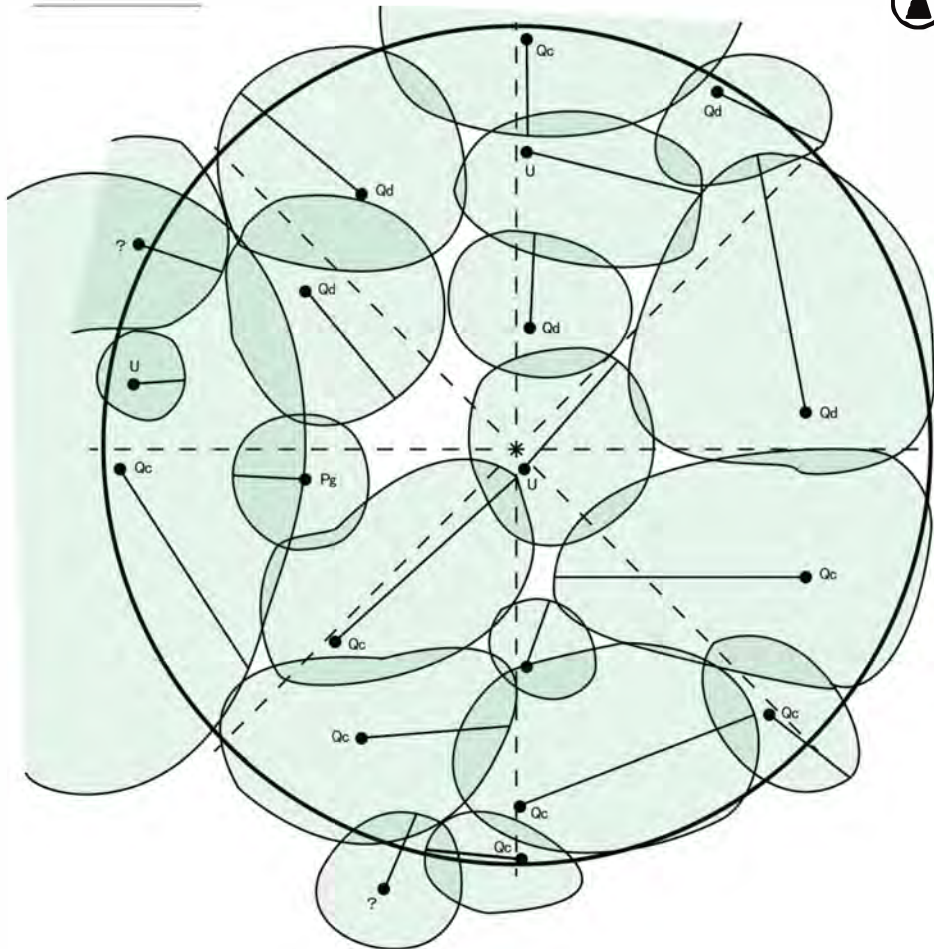
木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)
ミズナラ	1	0.2
オニグルミ	+	0.5
カシワ	+	0.2
ヤチダモ	+	0.1

総出現種数 4種

図 5-6 15 年生林分の林分構造および林床植生

閉鎖率：90%



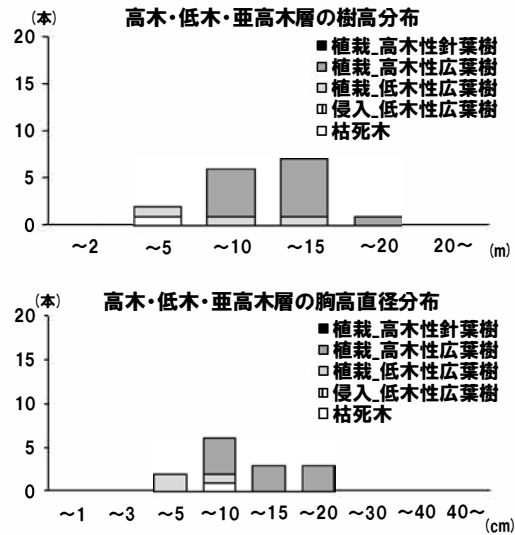
半径 6m (113m²) の円プロット



図 5-7 15 年生林分の樹冠投影図による閉鎖率 (上) ,
林冠状況 (下左) および林分状況 (下右)
樹種凡例 : Pg アカエゾマツ, U ハルニレ, Qc ミズナラ, Qd カシワ

林分構造

20年生林分(閉鎖林冠下)	
植栽年	1998年
林冠優占種	ミズナラ
閉鎖率	95%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	15
生存木立木密度(本 / ha)	1,327
枯木本数(本 / 113 m ²)	1
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	0
最大樹高(m)	17.0
平均樹高(m)	10.7±3.1
平均胸高直径(cm)	12.9±7.3
胸高断面積合計(m ² / ha)	2,578



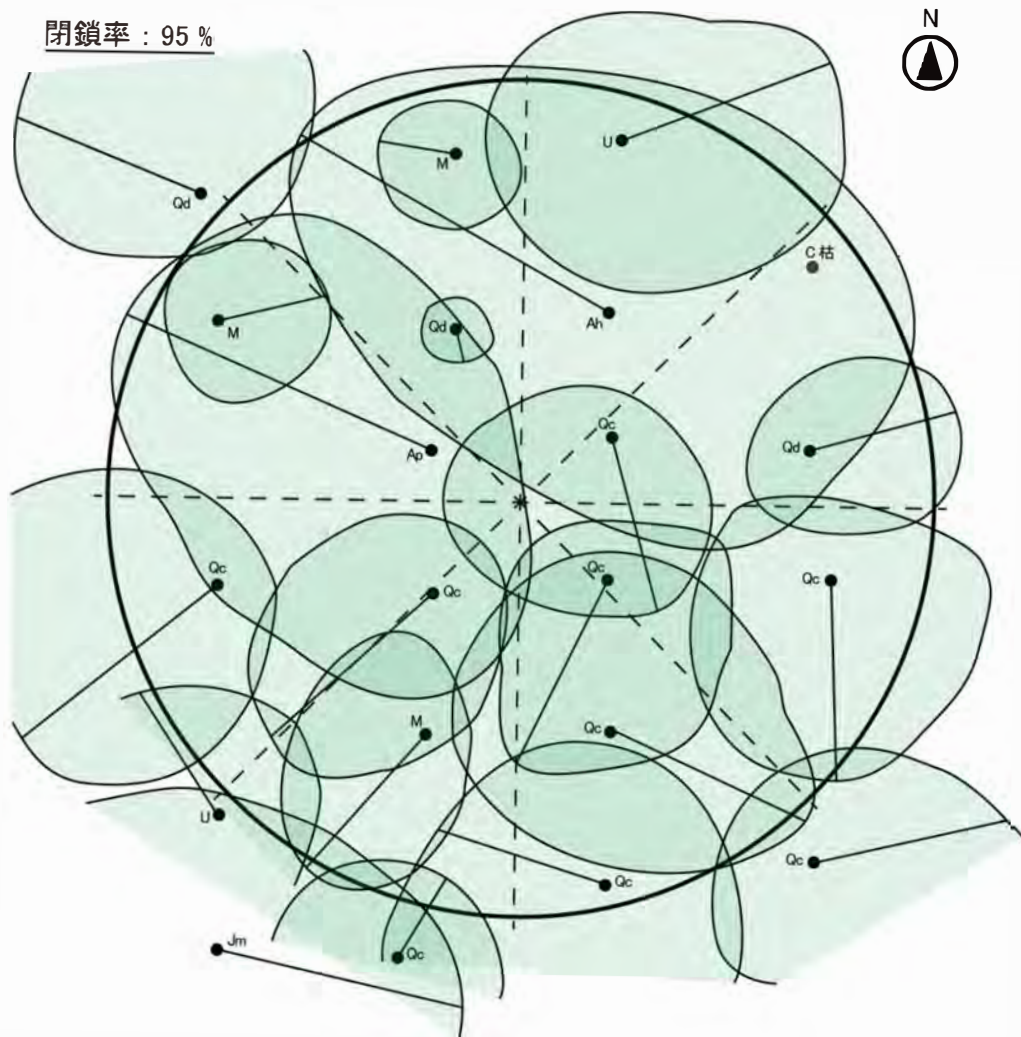
林床植生 (被度階級上位)

種名	被度	平均高(m)
ツルウメモドキ	1	0.3
ヤブマメ	1	0.1
オオアワダチソウ	+	0.5
イネ科sp.	+	0.3
キンミズヒキ	+	0.2
セイヨウタンポポ	+	0.2
総出現種数	9種	

木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)
マユミ	1	0.6
ミズナラ	1	0.4
オニグルミ	+	0.5
グミsp.	+	0.5
ケヤマウコギ	+	0.3
ヤマグルワ	+	0.1
総出現種数	9種	

図 5-8 20年生林分の閉鎖林冠下の林分構造および林床植生



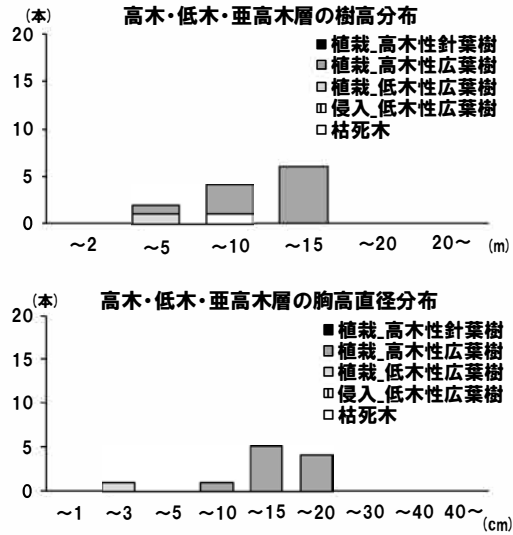
半径 6m (113m²) の円プロット



図 5-9 20 年生林分の閉鎖林冠下の樹冠投影図による閉鎖率 (上),
林冠状況 (下左) および林分状況 (下右)
樹種凡例 : Ah ケヤマハンノキ, C エゾヤマザクラ, U ハルニレ, M ヤマグル, Qc ミズナラ, Qd カシワ, Ap イタヤカエデ

林分構造

20年生林分(ギャップ下)	
植栽年	1998年
林冠優占種	ミズナラ
閉鎖率	80%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	11
生存木立木密度(本 / ha)	974
枯木本数(本 / 113 m ²)	1
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	0
最大樹高(m)	12.0
平均樹高(m)	9.1±2.6
平均胸高直径(cm)	13.0±4.6
胸高断面積合計(m ² / ha)	1,649



林床植生 (被度階級上位)

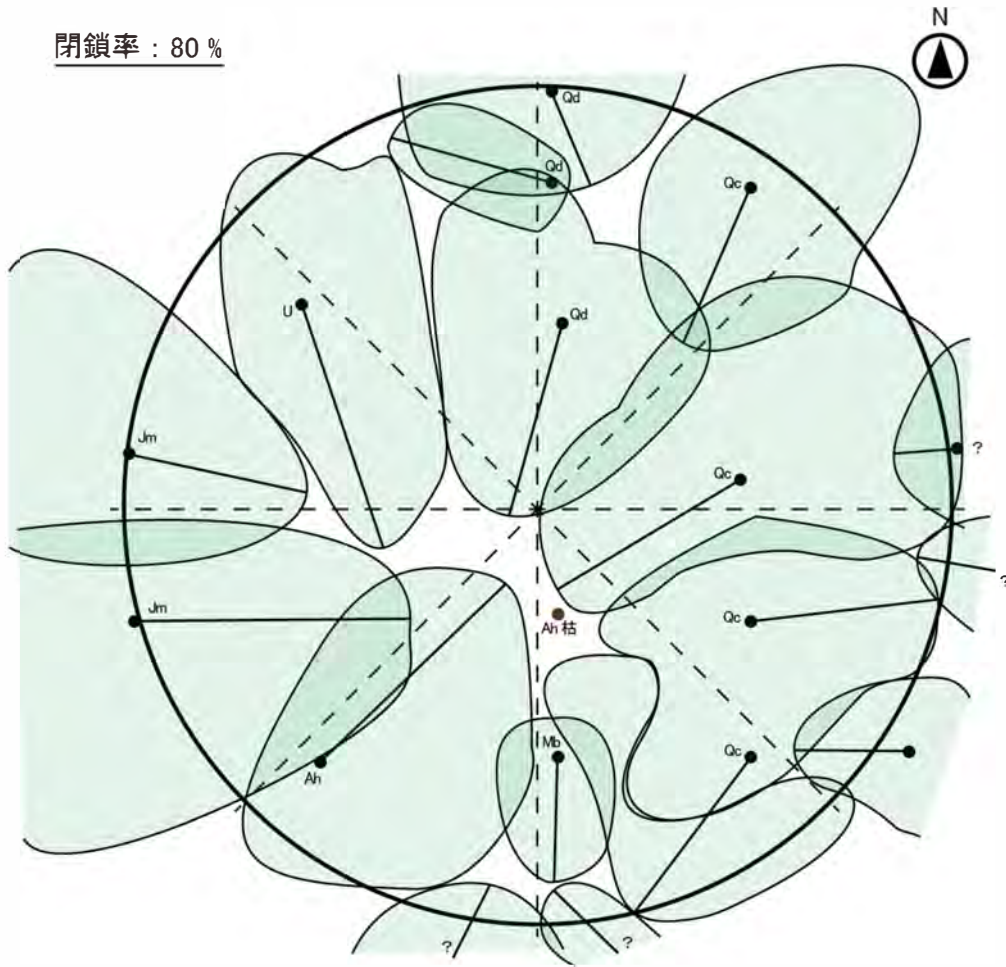
種名	被度	平均高(m)
イネ科sp.	2	0.2
オオアワダチソウ	1	0.9
ムラサキツメクサ	1	0.2
スギナ	+	0.3
ツルウメドキ	+	0.2
キンミズヒキ	+	0.1
総出現種数	7種	

木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)
シラカンバ	1	0.6
チョウセンゴヨウ	1	0.4
オニグルミ	1	0.4
ミズナラ	1	0.2
カシワ	1	0.2
ケヤマハンノキ	+	0.6
総出現種数	7種	

図 5-10 20年生林分のギャップ下の林分構造および林床植生

閉鎖率：80%



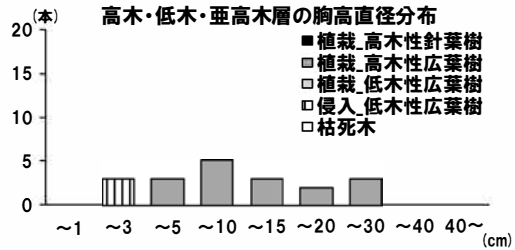
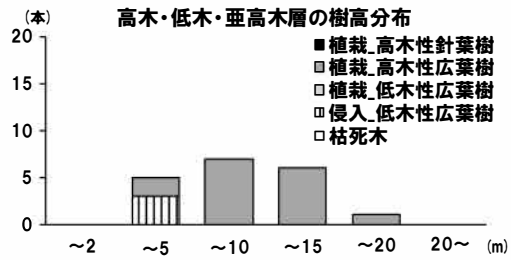
半径 6m (113m²) の円プロット



図 5-11 20年生林分のギャップ下の樹冠投影図による閉鎖率(上),
林冠状況(下左)および林分状況(下右)
樹種凡例: Ah ケヤマハンノキ, Mb エゾノコリンゴ, U ハルニレ,
Jm オニグルミ, Qc ミズナラ, Qd カシワ

林分構造

25年生林分(閉鎖林冠下)	
植栽年	1994年
林冠優占種	ミズナラ
閉鎖率	85%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	16
生存木立木密度(本 / ha)	1,416
枯木本数(本 / 113 m ²)	0
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	0
最大樹高(m)	16.0
平均樹高(m)	10.7±3.9
平均胸高直径(cm)	11.8±5.9
胸高断面積合計(m ² / ha)	2,177



林床植生 (被度階級上位)

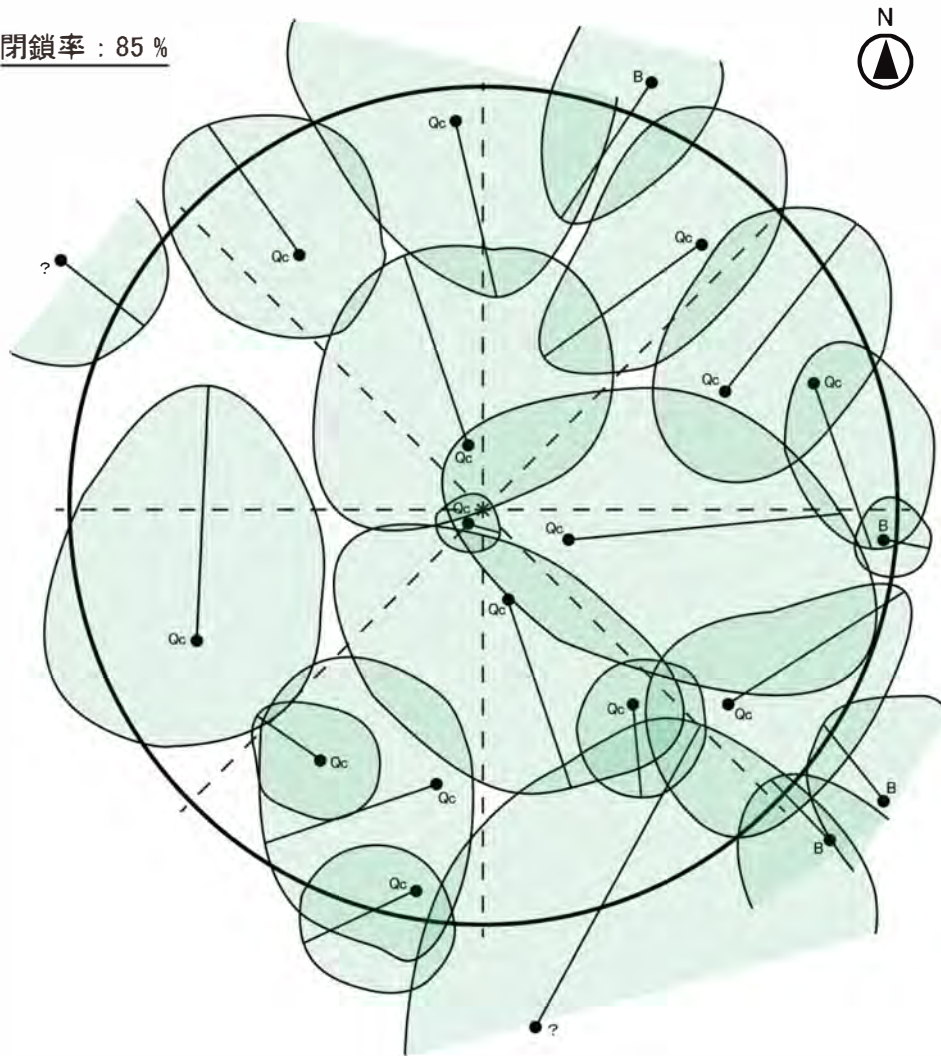
種名	被度	平均高(m)
ツルウメモドキ	1	0.3
ガガイモ	1	0.2
ベニバナイチヤクソウ	1	0.1
オオアワダチソウ	+	0.4
ハエドクソウ	+	0.4
セイヨウタンポポ	+	0.2
総出現種数	10種	

木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)
チョウセンゴヨウ	1	0.3
ミズキ	1	0.3
ミズナラ	1	0.1
マユミ	+	0.4
ハルニレ	+	0.3
カラマツ	+	0.2
総出現種数	8種	

図 5-12 25 年生林分の閉鎖林冠下の林分構造および林床植生

閉鎖率：85%



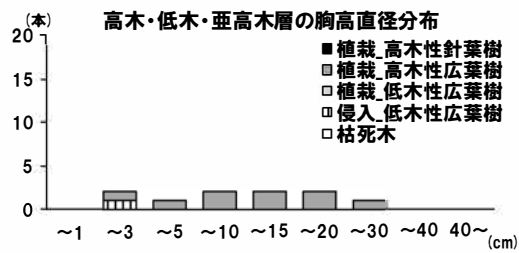
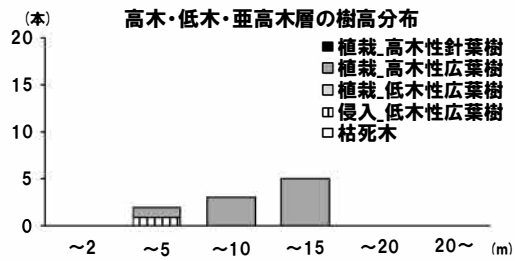
半径 6m (113m²) の円プロット



図 5-13 25 年生林分の閉鎖林冠下の樹冠投影図による閉鎖率 (上) ,
林冠状況 (下左) および林分状況 (下右)
樹種凡例 : B シラカンバ, Qc ミズナラ

林分構造

25年生林分(ギャップ下)	
植栽年	1994年
林冠優占種	ミズナラ
閉鎖率	60%
植栽木	
生存木本数(本 / 113 m ²)	9
生存木立木密度(本 / ha)	796
枯木本数(本 / 113 m ²)	0
萌芽木本数(本 / 113 m ²)	2
最大樹高(m)	15.0
平均樹高(m)	9.9±4.4
平均胸高直径(cm)	11.7±7.5
胸高断面積合計(m ² / ha)	1,359



林床植生 (被度階級上位)

種名	被度	平均高(m)
オオアワダチソウ	4	1.2
オオヨモギ	+	1.5
ガガイモ	+	1.2

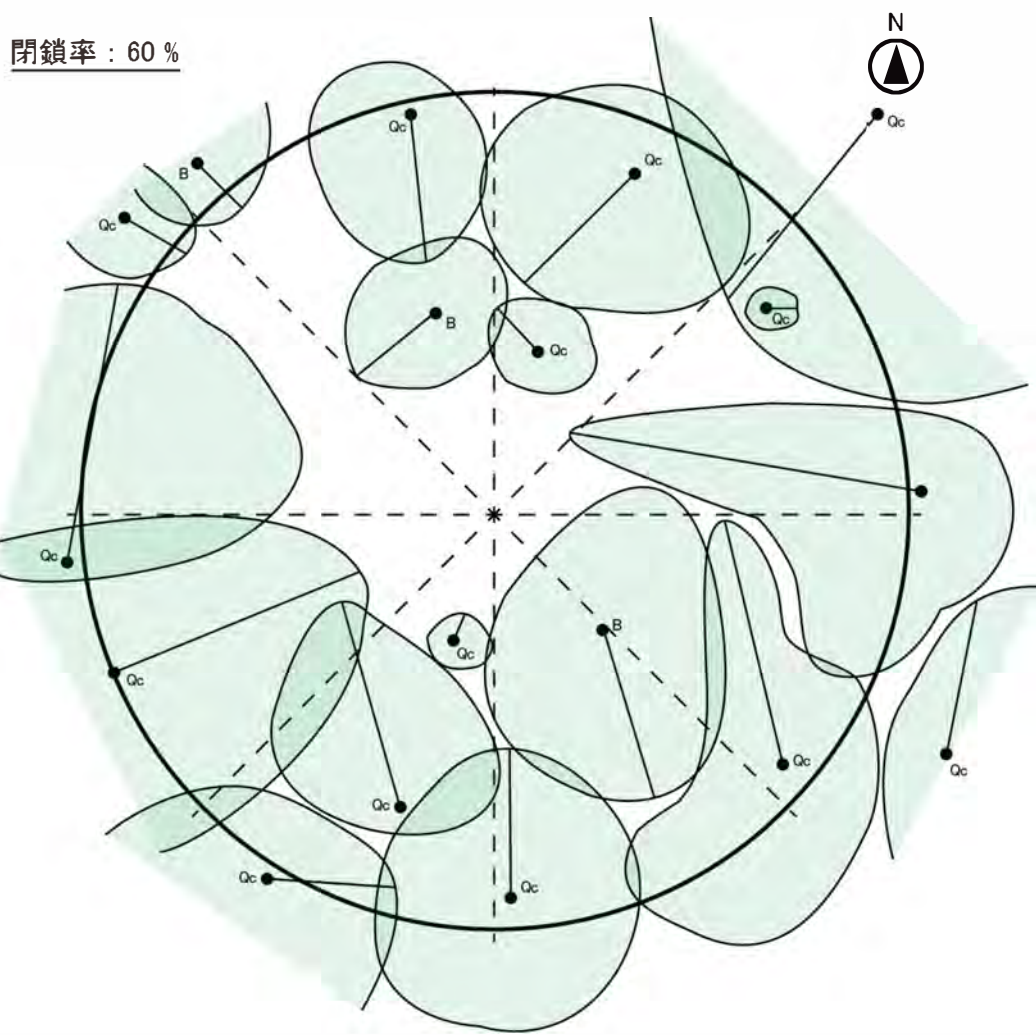
木本実生 (被度階級上位)

樹種	被度	平均樹高(m)
チョウセンゴヨウ	+	0.3
ミズナラ	+	0.2

総出現種数 3種

総出現種数 2種

図 5-14 25年生林分のギャップ下の林分構造および林床植生



半径 6m (113m²) の円プロット

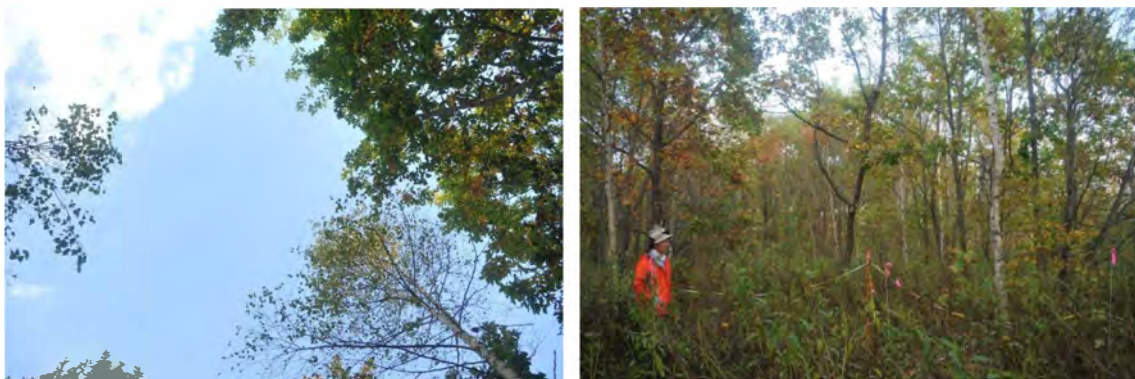


図 5-15 25 年生林分のギャップ下の樹冠投影図による閉鎖率 (上) ,
林冠状況 (下左) および林分状況 (下右)
樹種凡例 : B シラカンバ, Qc ミズナラ

5-4. 考察

5-4-1. 広葉樹林調査区の林内環境の推測と木本実生の侵入定着過程に与えた影響

広葉樹林調査区と同じ遷移系列上の林分での林分構造・林床植生の結果をもとに、広葉樹林調査区の過去の林内環境の推測を試みた。7年生林分、10年生林分および15年生林分の結果から、広葉樹林調査区では植栽後約10年までは林冠閉鎖せず、明るい地面にはオオアワダチソウなどの陽生草本が優占し、木本実生の生育は阻害されたと考えられる。その後、植栽後約15年までに林冠が閉鎖し、暗くなった林床では陽生草本の優占は抑制され、林床では耐陰性の高い樹種を中心とした木本実生の生育が開始されたものと推測される。林冠閉鎖後は、20年生林分および25年生林分の高木層の生存木の立木密度の結果から、植栽木は競合による枯死などにより減少したと考えられる。この林冠閉鎖後の植栽木の減少状況は、高木層を構成する樹種の特長などによって異なる。

ここで、広葉樹林調査区の現況として「4-3-1. 調査区ごとの林分構造」で述べたように、植栽木のハルニレと混交して植栽されたイヌエンジュ6本が枯木となっており、植栽木は高い割合で枯死していた。このイヌエンジュの枯木について、2個体の地際の円盤から年輪解析をおこなったところ、23年生と24年生であった。植栽当時のイヌエンジュの苗木が2～3年生だったとすると、その後成長したイヌエンジュは植栽後約20年で枯死したと考えられる。佐藤(2017)によると、ハルニレは平均樹高30m、イヌエンジュは平均樹高15mとされている。また小池(1988)は、イヌエンジュは実生段階では光合成に必要な光補償点が高く、耐陰性の低い性質を持つとしている。したがって、林冠閉鎖後、耐陰性の低いイヌエンジュは樹高が高く成長したハルニレとの光を巡る競合に負け、多くが枯死したことから、広葉樹林調査区での植栽木の減少割合は高く進行したと考えられる。

広葉樹林調査区の林冠閉鎖後の林内環境を、植栽木が高い割合で減少していた25年生林分のギャップ下の結果から推測してみる。25年生林分のギャップ下では、植栽木が植栽後から現在までに約6割の高い割合で減少しており、閉鎖率が60%まで低下した明るい林内では、陽生草本のオオアワダチソウが優占していた。その林床では、木本実生の生育はわずかしかみられなかった。このことから、広葉樹林調査区では林冠閉鎖後初期の植栽後約20年頃に植栽木のハルニレと混交して植栽したイヌエンジュが高い割合で枯死し、光量の上昇が生じた林内で、ミヤコザサの自然侵入が進み、林床一面に優占したと推測される。ミヤコザサは十勝平野部の落葉広葉樹林の林床におもに生育し(若原1993)、耐陰性があるうえに、明るい林内でも旺盛な生育を示すことから(草下1968)、林冠形成後の人工林内に侵入する可能性が高い林床植物である。

ここまでで推測した広葉樹林調査区における過去の林内環境が木本実生の侵入定着過程に与えた影響を検討してみる。広葉樹林調査区では8年生以上の木本実生の個体数は非常に少なく、定着状態の個体はエゾニワトコ1本だけであった。広葉樹林調査区も植栽約15年で林冠閉鎖し、耐陰性の高い木本実生の生育が開始したと考えられる。しかし、林冠閉

鎖後の植栽後約 20 年に植栽木のイヌエンジュが多く枯死したことで、林床一面に優占したミヤコザサにより多くの木本実生が生育を阻害され、ほとんど定着できなかつたと考えられる。このことから、広葉樹林調査区では樹高 130.0 cm 以上の定着状態に至った木本実生がほとんどなく、低い立木密度の高木層のみの単純な林分構造に至ったものと考えられる。

5-4-2. 針葉樹林調査区の林内環境の推測と木本実生の侵入定着過程に与えた影響

針葉樹林調査区における過去の林内環境についても、調査地と同じ遷移系列上の落葉広葉樹主体の林分の結果をもとに推測を試みた。植栽約 15 年の林冠閉鎖段階までは、広葉樹林調査区と同様の林内環境が推測される。

林冠閉鎖後の植栽木の減少割合について、針葉樹林調査区の現況から推測すると、「4-3-1. 調査区ごとの林分構造」で述べたように、植栽木のチョウセンゴヨウを中心とする高木層の生存木の立木密度は 500 本/ha であった。調査地と同じ遷移系列上の針葉樹林主体の林分を調査できなかったため、植栽木の減少割合の程度を判断できないが、針葉樹林調査区は植栽後 30 年以上が経過した現時点で、ミヤコザサなどの林床優占種の侵入がほとんどみられないことから、植栽木の減少は低い割合で進行したものと考えることとする。

針葉樹林調査区の林冠閉鎖後の林内環境を、植栽木が低い割合で減少していた調査地と同じ遷移系列上の落葉広葉樹主体の 20 年生林分の林冠閉鎖下およびギャップ下、25 年生林分の林冠閉鎖下の結果から推測してみる。20 年生林分、25 年生林分それぞれの結果では、植栽木が植栽後から現在までに約 1 割～2 割の低い割合で減少しており、閉鎖率が 80～95% で維持され、暗い光環境の林内ではミヤコザサなどの林床優占種は出現していなかった。その林床では、木本実生の生育および定着が進行していた。このことから、針葉樹林調査区では林冠閉鎖後初期の段階でチョウセンゴヨウを中心とする植栽木は低い割合で減少し、林内の光量の上昇が低かつたことで、林床優占種が出現しなかつたと推測される。

針葉樹林調査区における過去の林内環境が過去の木本実生の侵入定着過程に与えた影響を検討してみる。針葉樹林調査区では、20 年生以下の木本実生が多くみられた。樹齢から算出すると、20 年生以下の木本実生は、植栽後 15 年以降に針葉樹林調査区へ自然侵入し生育してきた個体である。また、樹種の光合成特性では、先駆的樹種はほとんどなく、中間的樹種のハルニレ、ヤチダモ、アズキナシ、ハリギリなどを中心とした耐陰性の高い性質をもつ樹種の定着が多くみられた。さらに、20 年生以下の多くの個体が樹高 130.0 cm 以上の定着状態であった。この結果は、植栽後約 15 年で林冠閉鎖し、耐陰性の高い樹種を中心に木本実生の生育が増加するという調査地と同じ遷移系列上の落葉広葉樹主体の林分の結果と一致する。このことから、針葉樹林調査区では植栽後 15 年で林冠閉鎖し、耐陰性の高い樹種の木本実生の生育が開始した後、植栽木の減少割合が低く進行したことで、林床優占種が出現しない状況が維持されたと推測される。その林床では、耐陰性の高い樹種を中心とした木本実生の生育および定着が進行したことで、針葉樹林調査区では定着状態に達した低木程度の木本実生が多く生育する状態に至つたと考えらえる。

5-5. まとめ

本章では、植栽後 30 年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の「過去」の侵入定着過程の検討をおこなうため、目的の 1 つ目として、現在の植生から調査可能な木本実生（8 年生以上）の年齢組成を把握することを目的とした。目的の 2 つ目として、調査地と同じ遷移系列上にある林分の構造や林床植生から調査地の過去の林内環境を推測し、木本実生（8 年生以上）の年齢組成に影響を与える推測された過去の林内環境の要因（林冠・林床・光）の分析をおこなった。

広葉樹林調査区・針葉樹林調査区とも植栽後約 10 年までは林冠閉鎖していない地面上、オオアワダチソウなどの陽生草本が優占し、木本実生の生育は阻害されたと考えられる。その後、両調査区とも植栽後約 15 年で林冠閉鎖し、暗くなった林内では陽生草本は抑制され、林床では耐陰性の高い樹種の木本実生の生育が始まったと推測される。

広葉樹林調査区では、8 年生以上の木本実生の定着は 1 本しか確認されなかったことから、林冠閉鎖後に植栽木としてハルニレと混植した耐陰性の低いイヌエンジュの枯死により、植栽木の減少割合が高かったと考えられる。明るい光環境となった林床ではミヤコザサが自然侵入および優占したことで、ほとんどの木本実生の生育が阻害されてきたと考えられた。

針葉樹林調査区では植栽後 15 年以降に自然侵入した耐陰性の高い樹種の実生の定着が多くみられた。針葉樹林調査区は林冠閉鎖後に植栽木の減少割合が低かったことで、林床にミヤコザサなどがほとんど侵入せず、特定の種が単独で優占しなかったことから、木本実生の生育および定着が進行したと考えられる。

人工林では、林冠閉鎖後の林床優占種の有無が耐陰性の高い木本実生の侵入定着過程に影響を与えることが示唆された。林床優占種の有無は、林冠閉鎖後の植栽木の減少割合によって引き起こされるものと考えられる。

第6章 広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における木本実生の推移過程の予測

6-1. はじめに

植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区において、第4章で「現在」の木本実生の侵入定着過程、第5章で「過去」の木本実生の侵入定着過程の検討をおこなった。第4章および第5章の結果から、両調査区での木本実生の生育状況として樹種ごとの個体数などを把握することができた。

都市人工林の更新過程の知見を得るためには、人工林の将来像をそれぞれの林分の推移から知ることが重要である。林内に生育する木本実生は、森林動態や遷移において重要な役割を果たす(井戸・肥後 2017)。そこで、広葉樹林調査区・針葉樹林調査区におけるそれぞれの木本実生の生育状況から「将来」の推移過程を検討することにした。

また、将来の木本実生の推移過程は、第7章で扱う都市人工林の木本実生の侵入定着過程モデルの構築にも役立つ。モデル化によって、人工林の植栽後の時間経過を踏まえた高木層の動態、木本実生の侵入定着過程の進行を示すことができる。このことは、第8章で扱う天然更新を促進させる管理方法を林分の生育段階にあわせて検討することにもつながる。

そこで本章では、植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における「将来」の木本実生の推移過程を予測するため、今後の高木層および林床植生の動態に基づく木本実生の生育状況の推移を分析し、将来の林内環境が木本実生の種組成や樹種特性に与える影響を検討することを目的とした。

6-2. 材料と方法

木本実生の推移過程の予測をおこなうのは、調査地である 1983 年植栽の人工林区に設置した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区とする。

木本実生の推移過程の予測には、第 4 章および第 5 章で述べた広葉樹林調査区・針葉樹林調査区内の 5 m×5 m コドラート 3 ヶ所で明らかになった「4-3-1. 調査区ごとの林分構造」の結果、「4-3-2. 調査区ごとの林床植生」の結果、「4-3-3. 調査区ごとの光環境」の結果、「4-3-6. 調査区ごとの木本実生（7 年生以下）の生育」、「5-3-1. 調査区おける木本実生（8 年生以上）の生育」の結果をデータとして用いた。7 年生以下および 8 年生以上の木本実生の生育については、樹種ごとの個体数、平均樹高を用いて木本実生の推移過程の検討をおこなった。また、第 4 章および第 5 章と同様に、確認された木本実生の樹種の光合成特性を五十嵐（1987）および小池（1988）により分類した。

広葉樹林調査区・針葉樹林調査区は、木本実生の生育調査をおこなった時点で、植栽後 35 年が経過している。林分の生育段階としては、植栽木の成長により林冠が形成され、林床に次世代の木本実生が形成されることで単層林から階層構層ができ始めるとされる植栽後 20 年～40 年の育林期（帯広市緑化環境部みどりと花の課 1994）にあたる。木本実生の推移過程の予測期間としては、林分の次の生育段階に当たる植栽後 40 年～60 年の森林形成期（帯広市緑化環境部みどりと花の課 1994）とし、植栽後約 60 年までの推移過程を予測した。

6-3. 結果と考察

6-3-1. 広葉樹林調査区の木本実生の推移過程の予測

広葉樹林調査区の木本実生（7年生以下と8年生以上の個体の集計）は6種108本（本/75m²）であった。このうち、7年生以下の個体が102本、平均樹高10.4±7.3cmであった（表4-5、表4-6）。林床ではミヤコザサが平均高68.5cmで優占していたことから（表4-3）、広葉樹林調査区のほとんどの木本実生は林床で優占するミヤコザサの下層に生育していることが把握された。8年生以上の個体のうち、定着状態に達していたのは、樹高210.0cmの10年生のエゾニワトコ1本のみであった（表5-2、表5-3）。

広葉樹林調査区の林分構造については、「5-4-1. 広葉樹林調査区の林内環境の推測と木本実生の侵入定着過程に与えた影響」で述べたように、植栽後約20年で植栽木のハルニレと混植したイヌエンジュがほとんど枯死したと推測され、植栽後30年以上が経過した現時点では、高木層の生存木の立木密度が233本/haと低い状態であった（表4-2）。また、植栽後約20年で植栽木が高い割合で枯死したことに伴い、林内の光量が高く上昇したことで、林床一面にミヤコザサが自然侵入し優占したと考えられ、現在も優占状態が続いている。林床で優占するミヤコザサの下層では、光条件以外の何らかの要因により木本実生の生育は阻害されているものと考えられる。

生育段階の進んだ落葉広葉樹林の林内環境におけるミヤコザサと木本実生の生育の関係について、十勝平野部の代表的な自然林であるカシワ林を踏査することによって確認をおこなった。北海道水産林務部（2018）の森林調査簿で94年生とされる帯広農業高校カシワ林（以下農高カシワ林）を2018年10月に踏査した。老齢段階である農高カシワ林では、林冠の発達に伴って高木層のカシワの生存木の立木密度は、265.5本/haと低密度で、その下層には亜高木層・低木層が形成されていた。樹高1.3m以上の全階層の木本による林内の閉鎖率は95%まで高まっており、暗い光環境の林床ではミヤコザサは疎生状態であった。ミヤコザサの下層では、イタヤカエデやヤマモミジ、ミズナラなどを中心に耐陰性の高い性質を持つ樹種（小池1988）の実生の生育が多くみられる状態であった。つまり、十勝平野部での老齢段階の自然林では、低密度の高木層の下層に亜高木層・低木層の階層構造があることで、林内の光環境は低下したまま維持され、林床でミヤコザサは疎生となり、多くの木本実生が生育すること考えられた。

調査地である広葉樹林調査区は、植栽後30年以上が経過した現時点で、すでに老齢段階のカシワの自然林と同様の高木層の生存木の立木密度に低下していることが分かった。今後、植栽木の成長に伴い林冠の発達は進むと考えられる。ここで、植栽後約60年までの木本実生の推移過程について、間伐などが入らず高木層にギャップが形成されない場合を想定して考えてみる。広葉樹林調査区では林冠閉鎖後初期から植栽後30年以上を経た現在に至るまで、ミヤコザサの優占下で多くの木本実生が阻害され続け、定着状態に達した低木程度の木本実生はほとんどみられない。このことから、低木層の形成すら始まっていない林内

では、植栽後約 60 年までに階層構造の形成による林内の光量の低下は起きない可能性が高く、ミヤコザサの優占が抑制するのは困難と予想される。林床でミヤコザサの優占が続く限り、その下層で生育する木本実生の生育は多くが阻害され続けることが考えられる。したがって、植栽後約 60 年までにミヤコザサの葉層を抜けて、定着状態に達するような低木程度の木本実生は少なく、低木層による階層構造は形成されていない可能性が高い。

また、植栽後約 60 年までの木本実生の推移過程について、高木層の間伐によりギャップが形成される場合を想定してみる。植栽後 30 年以上が経過した現時点で、広葉樹林調査区はすでに老齢段階のカシワの自然林と同程度まで高木層の生存木の立木密度が低下している。この状態の高木層にギャップが形成されれば、ギャップが修復するまでの間は林内の光量は高まる。その林床では、旺盛な生育によりミヤコザサの優占が維持されると考えられる。したがって、林床でミヤコザサが優占する期間が長くなる分、木本実生の生育は阻害され続け、定着状態に達するような低木程度の個体が出現しにくいままととなり、低木層による階層構造の形成は、高木層にギャップが形成されない場合よりもさらに遅延すると考えられる。

6-3-2. 針葉樹林調査区の木本実生の推移過程の予測

針葉樹林調査区の木本実生（7 年生以下と 8 年生以上の個体の集計）は 16 種 384 本（本/75 m²）と多くの個体がみられた。このうち、7 年生以下の個体が 227 本、平均樹高 31.6 ± 28.3 cm となり、8 年生以上の個体が 157 本、平均樹高 178.4 ± 116.7 cm であった（表 4-5, 表 4-6, 表 5-2, 表 5-3）。8 年生以上の個体は定着状態のものが多かった。光合成特性の分かる樹種について取り上げると、ハルニレおよびヤチダモはまとまった個体数の生育がみられた。ハルニレは 7 年生以下 44 本、平均樹高 16.8 ± 20.8 cm, 8 年生以上 15 本、平均樹高 182.4 ± 94.6 cm であった（表 4-5, 表 4-6, 表 5-2, 表 5-3）。ヤチダモは 7 年生以下 140 本、平均樹高 28.5 ± 18.4 cm, 8 年生以上 96 本、平均樹高 169.5 ± 95.8 cm であった（表 4-5, 表 4-6, 表 5-2, 表 5-3）。また、個体数は少なかったものの、アズキナシは 7 年生以下 6 本、平均樹高 77.0 ± 20.2 cm, 8 年生以上 5 本、平均樹高 141.4 ± 44.2 cm, エゾヤマザクラは 7 年生以下 4 本、平均樹高 19.3 ± 18.1 cm, 8 年生以上 2 本、平均樹高 285.0 ± 155.0 cm, ハリギリは 7 年生以下 3 本、平均樹高 94.3 ± 23.6 cm, 8 年生以上 6 本、平均樹高 289.7 ± 133.3 cm であった（表 4-5, 表 4-6, 表 5-2, 表 5-3）。

針葉樹林調査区の林分構造は、植栽後 30 年以上が経過した現時点でチョウセンゴヨウを中心とする高木層の生存木の立木密度が 500 本/ha となり（表 4-2）、広葉樹林調査区と比べて高い密度であった。暗い光環境の林床にはミヤコザサなどの林床優占種はみられず、多くの木本実生の生育および定着がみられた。定着状態の木本実生は低木程度となり、低木層が形成されている状態であった。

樹種特性に注目して、植栽後約 60 年までの木本実生の推移過程を予測してみる。今後、植栽後約 60 年までに間伐などが入らず高木層にギャップが形成されない場合、針葉樹林調査区は競合による自然枯死で高木層の植栽木はゆるやかに減少が進み、林内の光量の上昇

は低く一時的と考えられる。基本的に林冠の閉鎖状態が維持されるため、暗い光環境のままである可能性が高い。

まず、ヤチダモについては生育地特性も考慮する。ヤチダモは北海道の平地で湿性地に生育し、樹高 30 m になり林冠を形成する高木種である (佐藤 2017)。針葉樹林調査区のある 1983 年植栽の人工林区は乾性腐植質火山灰土であり (帯広市都市開発部公園緑地課 1975a), 乾性地に属する。林床で生育する木本実生のうち最も個体数の多かったヤチダモは、樹高 1.3 m 以上の定着状態に達している個体の割合も高かった。現時点では多くの個体がみられるヤチダモ実生だが、生育地特性は湿地性であることから、今後、林冠木に成長するなかでは、ある程度の個体サイズの段階で十分な土壤水分が必要になる可能性が高い。したがって、実生として多くみられるヤチダモは将来的には衰退していく樹種と考えられる。

また、小池 (1988) を参考にすると、ヤチダモの光合成特性は中間的樹種であり、実生段階では耐陰性の高い性質を持ち、成木 (樹高約 5 m の個体) で耐陰性の低い性質を持つとされている。現時点のヤチダモ実生は 8 年生以上の個体で平均樹高 169.5 ± 95.8 cm となり、小池 (1988) の研究で樹高約 5 m の個体を成木としている基準に達していない。以後、樹高約 5 m の個体を成木としている基準 (小池 1988) を、本論文では亜高木層に達した個体として表現する。針葉樹林調査区のヤチダモは、実生段階のものが多く、耐陰性の高い性質を持つと考えられる。耐陰性の高い樹種の更新は相対照度 5%~10% で開始し、その後も樹種の更新が継続するのは相対照度 20% 以上と考えられている (小池 1988)。相対照度と相対光合成有効光量子束密度 $rPPFD$ はほぼ一致することが知られている (石田 2000, Muraoka *et al.* 2001, 國崎 2013)。現在の針葉樹林調査区の林内の光環境は、高さ 1.3 m の相対光合成有効光量子束密度 $rPPFD$ で 5 月~10 月の値で 2.3%~13.1% であった (表 4-4)。今後も暗い光環境が維持されるなかで、ヤチダモは亜高木層に達しても、生存に必要な陽光が得られない可能性が高い。したがって、今後、ヤチダモ実生のなかで生存する個体が存在したとしても、林冠にギャップが形成されなければ、ヤチダモは高木層に達するまでにはほとんど枯死すると予想される。

ハリギリも光合成特性は中間的樹種で、ヤチダモと似た特性であり、実生段階では耐陰性が高く、成木にかけて耐陰性が低い性質を持つ (小池 1988)。ハリギリも亜高木層の段階での生存に多くの陽光を必要とすることから、ギャップの形成がなければ、高木層に達するまでにはほとんどの個体は枯死すると予想される。

ハルニレは、7 年生以下の定着状態に達していない個体が多くみられた。ハルニレは、北海道の平地の適潤地~湿性地に生育し、樹高 30 m になり林冠を形成する高木種である (佐藤 2017)。また、光利用特性は中間的樹種であり、実生段階で耐陰性が低く、成木の段階では耐陰性が高い (小池 1988)。現時点のハルニレ実生は、定着段階に達していない個体が多いことから、耐陰性の低い性質を持つと考えられる。耐陰性の低い樹種の更新は相対照度 10%~20% で開始し、その後も更新が継続するのは相対照度 20% 以上と考えられている (小池 1988)。ハルニレは実生段階で多くの陽光を必要とすることから、林冠閉鎖状態の暗い

林内環境のもとでは、実生段階での生存すら難しく、亜高木層、高木層に達する個体はほとんどないと予想される。

また、エゾヤマザクラおよびアズキナシについて、エゾヤマザクラは樹高 20 m、アズキナシは樹高 10 m~15 m になる樹種で、十勝平野の自然林を代表するカシワ林内では、亜高木層を形成する樹種として知られる(若原 1993)。両樹種とも光合成特性は中間的樹種で、実生段階および成木とも耐陰性の高い性質を持つ(小池 1988)。エゾヤマザクラおよびアズキナシは、耐陰性の低い性質を持つハルニレやハリギリなどの樹種と比べると、実生段階や亜高木程度の個体が暗い光環境に置かれ続けても生存しやすいと考えられる。針葉樹林調査区において、今後ギャップが形成されない場合、エゾヤマザクラおよびアズキナシは亜高木程度の個体でも生存できるものがあると考えられる。しかし、大部分の樹種の更新が継続するのは相対照度 20%以上であることから(小池 1988)、耐陰性の高い性質を持つエゾヤマザクラおよびアズキナシでも、亜高木層を形成するまでにはほとんどが枯死すると予想される。

したがって、現在針葉樹林調査区で生育する木本実生は、植栽後約 60 年までに間伐などが入らず高木層にギャップが形成されない場合、林冠閉鎖状態の暗い光環境が続くなかでは、どんな光合成特性を持つ樹種であっても、高木や亜高木として更新するために必要な陽光は不足するため、ほとんどが枯死すると考えられる。

さらに、植栽後約 60 年までの木本実生の推移過程について、高木層の間伐によりギャップが形成される場合を想定してみる。林内にギャップが形成されれば、ヤチダモやハリギリは、成木にかけて耐陰性の低い性質を持つことから(小池 1988)、ギャップの形成により光量が上昇することで高木層に達する個体が増えると考えられる。ハルニレは、実生段階で耐陰性の低い性質を持つことから(小池 1988)、ギャップの形成により光量が上昇することで、亜高木層に達する個体が増えると考えられる。エゾヤマザクラおよびアズキナシは、実生段階および成木とも耐陰性の高い性質を持つ(小池 1988)ことで、ギャップが形成されない場合でも亜高木程度で生存できる個体があると考えられるので、ギャップの形成により多くの陽光を得ることができれば、亜高木層を形成する個体が増える可能性はあると考えられる。したがって、現在針葉樹林調査区で生育する木本実生は、今後植栽後約 60 年までの間に、高木層の間伐によりギャップが形成される場合、樹種ごとの光合成特性に応じて、亜高木層、高木層に達する個体が増える可能性があると考えられる。

6-4. まとめ

本章では、植栽後 30 年以上が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区における「将来」の木本実生の推移過程を予測するため、今後の高木層および林床植生の動態に基づく木本実生の生育状況の推移を分析し、将来の林内環境が木本実生の種組成や樹種特性に与える影響の検討をおこなった。推移過程の予測期間は植栽後約 60 年までとした。

広葉樹林調査区は、林床にミヤコザサの優占状態が続くなか、植栽後 30 年以上が経過した現時点で、林床の木本実生は少なく、定着状態の個体はたった 1 本しかみられない。自然林のカシワ林では、密度が低下した高木層の下層に、亜高木、低木層といった階層構造があることで、林内の光環境の低下が維持され、ミヤコザサの疎生および多くの木本実生の生育がみられた。広葉樹林調査区では、現時点で低木化がほとんどみられず、今後も木本実生の生育の阻害が続くと予想される。植栽後約 60 年が経過するなかでも、今木本実生の定着の進行は極めて遅いと考えられ、階層構造も形成されない可能性が高いと考えられる。

針葉樹林調査区では、暗い光環境が続くなかで、林床優占種の出現が起きない状態が維持され、多くの木本実生の生育および定着が進行している。今後も高木層にギャップが形成されず、暗い光環境が続くと、相対照度 20%以下の光環境の林内では、耐陰性の高いどの樹種の木本実生でも、高木や亜高木として更新するまでには生存できずにほとんど枯死する。一方、林冠にギャップが形成されれば、現在生育する木本実生は、樹種の光合成特性に応じて、大きな個体サイズに成長を進行することができるので、亜高木層、高木層に達する個体が増える可能性があると考えられる。

第7章 十勝平野部の都市人工林における木本実生の侵入定着過程モデルの検討

7-1. はじめに

ここまで、植栽後30年以上の長期間が経過した広葉樹林調査区・針葉樹林調査区において、第4章で「現在」の木本実生の侵入定着過程、第5章で「過去」の木本実生の侵入定着過程の検討をおこなってきた。ここから把握された現時点までの木本実生の生育状況から、第6章では今後の高木層および林床植生の動態に基づく木本実生の生育状況の推移を分析し、「将来」の木本実生の推移過程の予測をおこなった。

第5章で推測したように、林冠閉鎖後初期の段階での植栽木の減少割合により、林内の光量の度合いに伴う林床優占種の出現の有無が、木本実生の侵入定着過程に影響を与えることが示唆された。したがって、木本実生の侵入定着過程のモデル化では、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林ごとの林冠閉鎖後初期の段階における植栽木の減少割合のパターンに応じてモデルを構築する必要がある。

モデルによって、林分の生育段階の進行に応じた高木層の動態や林床優占種の状態、それに伴う木本実生の侵入定着の状況を捉えることができる。また、モデルからの情報は、都市人工林の生育段階ごとの木本実生の侵入定着過程に基づき、人工林の天然更新による維持・更新機構の把握にも役立つ。さらに、このような人工林の天然更新による維持・更新機構を把握することは、林分の生育段階に応じて森の維持管理を適切におこなっていくことにもつながる。

そこで本章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林における高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程パターンをモデル化するため、木本実生の「現在」および「過去」の侵入定着過程とそこから予測した「将来」の推移過程を林分の生育段階ごとに示し、植栽後から植栽後約60年に至るまでの木本実生の侵入定着過程モデルの構築をおこなった。

7-2. 材料と方法

7-2-1. モデル化に使用するデータ

本章のモデル化では、第4章で得られた「現在」の木本実生の侵入定着過程に関する結果・考察、第5章で得られた「過去」の木本実生の侵入定着過程に関する結果・考察、第6章で得られた「将来」の木本実生の推移過程に関する結果・考察を用いて、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林それぞれのモデル化をおこなった。さらに、林冠閉鎖後の高木層の動態により、木本実生の侵入定着過程を林分ごとに2パターンのモデルで示した。

モデル化の手順として、植栽後から林冠閉鎖初期までの生育段階では、第5章の「過去」の木本実生の侵入定着過程に関する結果・考察をもとに検討した。林冠閉鎖初期から植栽後約60年までの生育段階では、第4章の「現在」の木本実生の侵入定着過程および第6章の「将来」の木本実生の推移過程に関する結果・考察をもとに検討した。

7-2-2. モデル化の前提条件

木本実生の侵入定着過程モデルの設定については、以下の前提条件を設けることにする。

- ①立地条件は乾性地とする。
- ②人工林の植栽間隔は2 m×3 mとする。
- ③植栽樹種は高木性樹種とし、落葉広葉樹人工林はハルニレ、常緑針葉樹人工林は外来樹種のチョウセンゴヨウとする。
- ④林冠閉鎖後の主な林床植物としては、十勝平野部の自然林において代表的な林床植物であるミヤコザサが自然侵入して生育するものとする。
- ⑤人工林の周辺植生には、河畔の自然林（湿地性のハルニレ・ヤチダモ林）が残存しており、人工林の種子供給源となっていることを想定する。また、十勝平野部の乾性地を代表する自然林（カシワ・ミズナラ林）はほとんど残存していないことを想定する。
- ⑥このモデルは、人工林への人為的な影響をできる限り除き、自然の摂理による木本実生の侵入定着過程を示すことを目的とする。したがって、植栽後の人工林への育成管理は、植栽後5年間の下草刈りによる苗木の保育と、外来樹種の木本実生の継続的な抜き取りが実施されているのみとする。
- ⑦木本実生の侵入定着過程モデルの予測期間は、第6章で扱った木本実生の推移過程の予測期間とあわせ、植栽後約60年までの期間とする。

7-3. モデル化

7-3-1. 落葉広葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程のモデル

図 7-1 に落葉広葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程モデルを示した。

モデルで示したように、植栽後約 5 年および約 10 年を経た段階では、植栽木はまだ林冠を形成せず、地面には陽生草本のオオアワダチソウおよびイネ科草本などが優占する。植栽後初期の陽生草本の優占的な生育は、植栽した苗木の成長を悪化させるなど、林床植物と競合して苗木の生育を阻害することが知られている（飯田ら 2017, 平田ら 2012, 北原ら 2013, 山川ら 2016）。植栽約 10 年までの木本実生の生育については、調査地である 1983 年植栽の人工林区の広葉樹林調査区において、植栽後約 10 年間で林床に自然侵入した木本実生のうち、現在も生存している個体はほとんどなかった。このことと、調査地と同じ遷移系列上の林分において、林冠閉鎖前の 7 年生林分および 10 年生林分では、木本実生の生育がほとんどみられなかった結果と一致していた。したがって、モデルで示したように植栽約 5 年および約 10 年を経た段階では木本実生の定着はほとんど阻害される。

その後、植栽後約 15 年を経た段階では、植栽木の成長に伴い林冠が閉鎖する。調査地と同じ遷移系列上の 15 年生林分の結果では、植栽木は植栽当時の密度のままで枯死していなかった。林冠閉鎖後に競合により植栽木の自然枯死が始まるまで、高木層には樹高の揃った高密度の葉層が形成され、林内の光環境は極めて低下すると考えられる。うっ閉した暗い光環境の林床では、オオアワダチソウおよびイネ科草本などの陽生草本の生育は抑制される。植栽後約 15 年での木本実生の生育については、調査地の広葉樹林調査区において、植栽後約 15 年以降に自然侵入して現在も生存している個体が多いことが分かった。このことと、調査地と同じ遷移系列上の 15 年生林分において、林冠閉鎖した林床で耐陰性の高い樹種を中心とする木本実生の生育がみられ始めた結果と一致していた。したがって、モデルで示したように植栽後約 15 年で林冠閉鎖した暗い光環境の林床では、陽生草本の優占がおさまり、耐陰性の高い木本実生の生育が開始する状態になる。

その後、植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階では、競合による自然枯死での植栽木の減少割合によって、木本実生の侵入定着過程モデルは 2 つのパターンに分けることができる。

図 7-1 のパターン A では、植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木が低い割合で減少する場合を示した。パターン A は、調査地と同じ遷移系列上の 20 年生林分および 25 年生林分の閉鎖林冠下の結果から検討をおこなった。20 年生林分、25 年生林分の植栽木の生存木の立木密度はそれぞれ 1,327 本/ha, 1,416 本/ha となり、植栽木の減少割合が低く、閉鎖率 80%以上の暗い光環境が維持された林内では、林床で陽生草本の生育の抑制は維持されており、耐陰性の高い木本実生の生育が進み、低木程度の個体もみられた。したがって、モデルで示したようにパターン A では、林冠閉鎖後初期の段階で、競合による自然枯死で植栽木が低い割合で減少が進むとする。植栽木の成長が進むなかで、劣

勢となった植栽木の落葉などがゆるやかに進行して枯木が発生すると、隣接する生存木の枝葉の伸長なども徐々に進行することで、林内の光量の上昇はわずかに留まるとされている（井藤 2008, 國崎 2013）。ここで、前提条件に挙げた林床でのミヤコザサの自然侵入の状況を予測してみる。ミヤコザサは十勝平野部の落葉広葉樹林の林床に主に生育し（若原 1993）、耐陰性があるうえに、明るい林内でも旺盛な生育を示すことから（草下 1968）、林冠形成後の林内に自然侵入する可能性が高い。しかし、植栽後約 15 年の林冠閉鎖の段階で極めて低下した林内の光環境から、植栽木が低い割合で自然枯死し、林内の光量の上昇が低いなかでは、ミヤコザサは自然侵入したとしても疎生するに留まるものと考えられる。その林床では、耐陰性の高い樹種を中心に木本実生の生育および定着が進行し、定着段階に達する低木程度の個体も存在すると考えられる。

その後、植栽後約 60 年が経過するまで、自然枯死により引き続き植栽木の減少がゆるやかに進むとする。林内の光量の上昇は低く一時的なことから、基本的には林冠閉鎖状態で、暗い光環境が継続すると想定する。林床のミヤコザサの生育は、疎生状態が維持されると考えられる。

ここで、林冠閉鎖後初期の段階で植栽木の減少割合が高いパターンに当たる調査地の広葉樹林調査区における、植栽後 30 年以上が経過した時点の高さ 1.3 m での相対光合成有効光量子束密度 $rPPFD$ は 5 月～10 月の値で 5.2%～33.0%であった（表 4-4）であった。林冠、林床植物および木本実生の開葉－着葉期を 5 月～10 月としたが、10 月は多くの植物が落葉する時期であり、木本実生が効率よく生育できる光合成期間は 5 月～9 月である。5 月～9 月の $rPPFD$ は 5.2%～12.3%の暗い光環境であった。このことから、植栽木の減少割合が低いパターン A での林冠閉鎖状態での林内の光環境は、植栽木の減少割合が高いパターンに比べ、より暗くなることが予想される。

パターン A において植栽後約 60 年が経過するまで、暗い光環境が継続する林内ではミヤコザサが優占しないため、木本実生の生育および定着は継続的に進行すると考えられる。しかし、大部分の樹種の更新が継続するのは相対照度 20%以上と考えられていることから（小池 1988）、木本実生はある程度の個体サイズの段階で成長に必要な陽光が足りずにほとんどが枯死すると考えられる。このような人工林の動態は、藤森（2006）が木材生産を目的とする人工林において、植栽後約 50 年を過ぎると、高木層の下層にできる低木層では光環境に一定の制限があるため、なかなか大きくなれず、林分は高木層と低木層の二段林の構造が続くとする状態と一致している。低木層の木は何代も世代の交代を繰り返すものが多い（清野 1990, Oliver and Larson 1990, 藤森 2006）状態であるといえる。これは、「1-1. 研究の背景と目的」で述べた、坂本（1984）が都市人工林の更新過程においても、自然林と同じように林床で耐陰性樹種を中心とした実生個体群が部分的に枯死しながらも維持され、恒常的に存在することが重要であるとする状態に近いと考えられる。

林冠閉鎖下での樹種ごとの木本実生の生存のしかたは、光合成特性によって異なる。実生段階で耐陰性の高い性質を持つヤチダモ、ハリギリ（小池 1988）は亜高木層に達する個

体、どの生育段階でも耐陰性の高い性質を持つエゾヤマザクラ、アズキナシ（小池 1988）は亜高木程度に生育する個体があると考えられる。しかし、相対照度 20%以下の光環境では大部分の樹種の更新はできないことから（小池 1988）、植栽後約 60 年まで暗い光環境が続くなかでは、耐陰性の高いどの樹種であっても亜高木、高木に更新するまでの段階で生存に必要な陽光が得られずにほとんどの実生が枯死すると考えられる。ただし、ヤチダモは湿地性の生育地特性を持つため（佐藤 2017）、モデルの前提条件である乾性地の立地条件では、ある程度の個体サイズの段階でほとんど枯死すると考えられる。また、ハルニレは実生段階で耐陰性の低い性質も持つため（小池 1988）、実生段階でほとんど枯死すると考えられる。

したがって、パターン A は植栽後約 60 年間のなかで、暗い光環境が継続するなかで、ミヤコザサなどの林床優占種が出現しないことで、耐陰性の高い樹種の実生が生育、定着、枯死を繰り返すことで、実生個体群の形成・維持がなされると予想される。

図 7-1 のパターン B では、植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で自然枯死により植栽木が高い割合で減少する場合を示した。調査地の広葉樹林調査区はパターン B に当てはまる。広葉樹林調査区では、植栽木のうち耐陰性の低い性質をもつイヌエンジュが林冠閉鎖初期に高い割合で枯死し、林内ではギャップに相当する程度で光量が上昇したことで、林床にミヤコザサが一面に優占したと考えられる。ミヤコザサの優占する林床では、多くの木本実生の生育が阻害され続け、植栽後 30 年以上が経過した段階でも定着段階に達した個体はほとんどみられなかった。このことと、調査地と同じ遷移系列上の 25 年生林分のギャップ下において、植栽木の生存木の立木密度 769 本/ha で、植栽木の減少割合が高く、閉鎖率 60%まで減少した明るい林内では、陽生草本が優占状態となり、木本実生の生育がわずかしかみられなかった結果と一致していた。したがって、パターン B では、林冠閉鎖後初期の段階において、植栽木が高い割合で減少し、林内ではギャップに相当する程度の光量が上昇することで、明るい林床ではミヤコザサが優占する。その林床では、多くの木本実生の定着が阻害されると考えられる。

その後、植栽後約 60 年までの段階で、植栽木の成長が進んで高木層のギャップが修復したとしても、ミヤコザサの優占により定着状態の木本実生がほとんど生育していない林内では、立木密度が低下した高木層のみの単純な構造になると考えられる。立木密度が低下した高木層のみの林内の光環境は、夏期の着葉期に葉層に覆われても、ある程度の明るさが維持されることにより、ミヤコザサは優占し続ける可能性が高い。ミヤコザサが林床で優占するあいだ、多くの木本実生が阻害され続け、植栽後約 60 年の経過時点でも定着状態に達する木本実生は少なく、低木程度の個体数の増加は遅延すると考えられる。

定着状態に達する低木が生育する過程について、25 年生林分の閉鎖林冠下の結果では、植栽後早い段階で定着し低木となっている個体および植栽木の枯木から発生する萌芽木がみられた。植栽後の早い段階から定着状態となった低木は、大規模ギャップ下の陽生草本との競合を免れてきたものと考えられる。さらに、萌芽木は地下部に残存する根茎の貯蔵

養分を利用して成長できるため (Bellingham and Sparrow 2000, 井藤ら 2008), 種子由来の実生に比べて一般に成長が速いとされる (伊藤 1996, Bond and Midgley 2001, del Treidci 2001, Kennard *et al.* 2002, 井藤ら 2008)。そのような低木や萌芽木の周辺では, 下層への光量が抑えられることで, やがてミヤコザサの生育が抑制され, 木本実生の生育および定着が少しずつ可能となり, ゆっくりと低木程度の個体数が増えて低木層の形成の開始に向かうものと思われる。しかし, 林内全体で木本実生の定着が継続的に進行するまでには長期間が必要であると予想される。

したがって, パターン B は明るい光環境が継続するなかで, 林床にミヤコザサが優占し続け, 植栽後約 60 年間のなかで木本実生の定着が長期間阻害されて実生個体群の形成が遅延すると予想される。

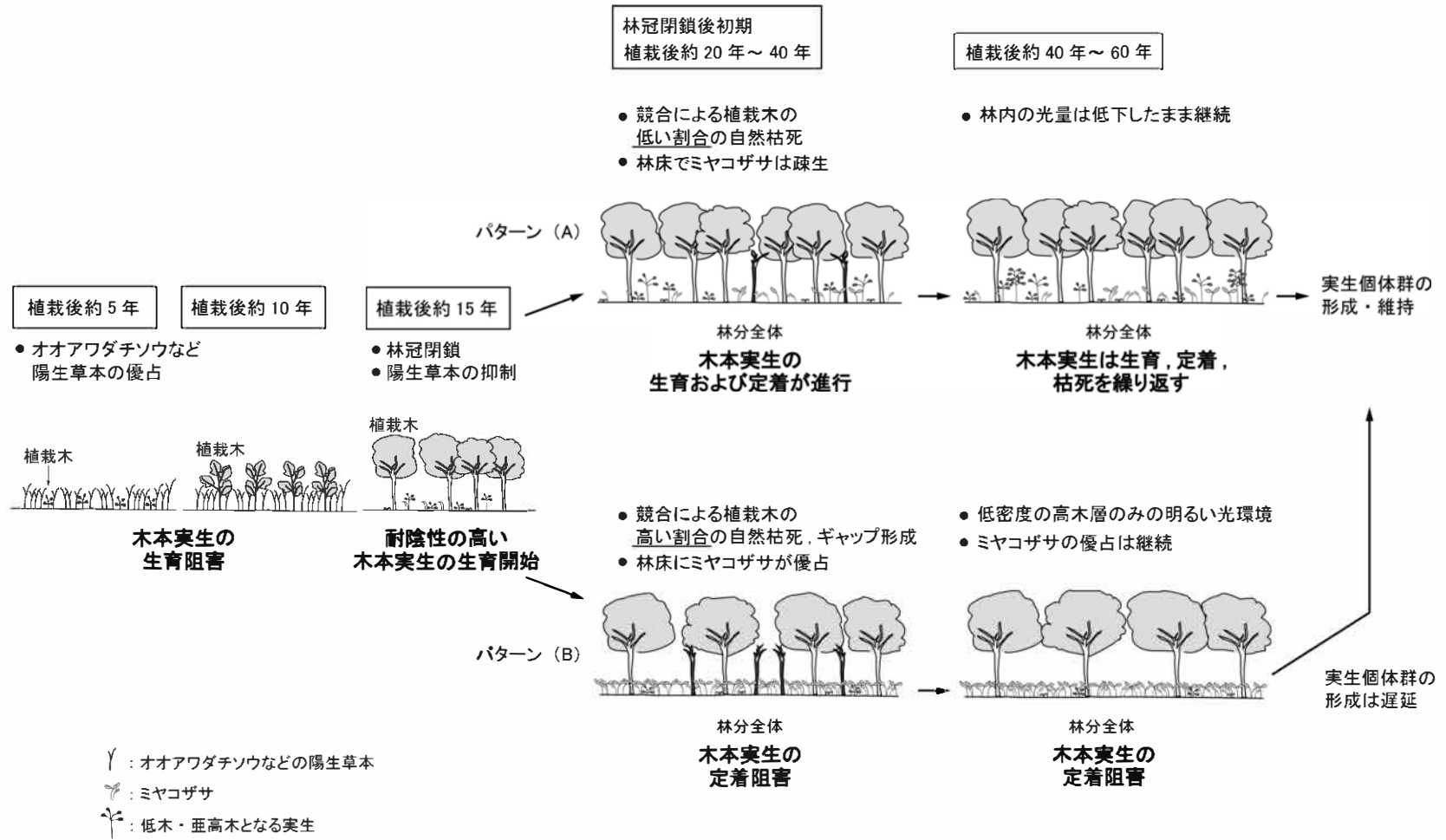


図 7-1 落葉広葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程モデル

図中の矢印の長さは、時間経過を表す。

7-3-2. 常緑針葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程のモデル化

図 7-2 に常緑針葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程モデルを示した。

常緑針葉樹人工林は過去の林内環境の推測にあたって調査林分を設定できなかったが、この項では、「7-3-1. 落葉広葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程のモデル」を参考にして、モデルの構築をおこなった。また、モデルの前提条件については、「7-2-2. モデル化の前提条件」と同様である。

植栽後約 5 年および約 10 年を経た段階は、常緑針葉樹人工林も植栽木はまだ林冠を形成していない可能性が高い。したがって、常緑針葉樹人工林の林床でもオオアワダチソウなどの陽生草本が単独で優占するため、木本実生の定着はほとんど阻害される。

その後、植栽後約 15 年を経た段階では、常緑針葉樹人工林においても植栽木の成長に伴い林冠が閉鎖する。樹高の揃った高密度の葉層が形成された林内は光環境が極めて低下し、林床では陽生草本の生育は抑制され、暗い林床では耐陰性の高い木本実生の生育が始まる状態になる。

植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階では、競合による植栽木の自然枯死による減少割合により、落葉広葉樹人工林と同様に木本実生の侵入定着過程モデルを 2 つのパターンに分けることができる。

図 7-2 のパターン A では、植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木が低い割合で減少する場合を示した。パターン A は、植栽木の自然枯死が低い割合でゆるやかに進行し、林内の光量の上昇はわずかに留まる。また、常緑性である針葉樹人工林では、年間を通して暗い光環境が林内で維持される。高木層の高い密度と、年間を通して常緑性である極めて暗い林内には、ミヤコザサはほとんど自然侵入できず、疎生に至るまでも時間がかかると考えられる。ミヤコザサの優占と競合することのない林床では、耐陰性の高い樹種を中心に実生の生育および定着が進行し、定着段階に達した個体が低木程度となる。

その後、植栽後約 60 年が経過するまで、植栽木の減少がゆるやかに進み、林内の光量の上昇は低く一時的で、林内の光量は基本的には低下したまま継続するとする。ミヤコザサが優占しない状況は続くと考えられ、木本実生の生育および定着は継続的に進行するものと考えられる。

今回調査した針葉樹林調査区における、植栽後 30 年以上が経過した時点での高さ 1.3 m の相対光合成有効光量子束密度 $rPPFD$ は 5 月～10 月の値で 2.3%～13.1%であった (表 4-4)。相対照度 20%以下の光環境では大部分の樹種の更新はできないことから (小池 1988)、植栽後約 60 年まで林内の光量は低下したままだと、低木程度に達した木本実生はある程度の個体サイズの段階でほとんどが枯死すると考えられる。この人工林の動態は、「7-3-1. 落葉広葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程のモデル」でも述べた、耐陰性の高い樹種の実生が生育、定着、枯死を繰り返しながら、実生個体群の形成・維持がなされる状態と同様である。

また、樹種ごとの木本実生の生存のしかたについても同様で、実生段階で耐陰性の高い性質を持つヤチダモ、ハリギリ（小池 1988）は亜高木層に達する個体、どの生育段階でも耐陰性の高い性質を持つエゾヤマザクラ、アズキナシ（小池 1988）は亜高木程度に生育する個体があると考えられるが（小池 1988）、耐陰性の高いどの樹種であっても亜高木、高木に更新するまでに生存に必要な陽光が得られずにほとんど枯死すると考えられる。ただし、ヤチダモは湿地性のため（佐藤 2017）、前提条件である乾性地の立地条件では、ある程度の個体サイズの段階でほとんど枯死すると考えられる。また、ハルニレは実生段階で耐陰性の低い性質も持つため（小池 1988）、実生段階でほとんど枯死すると考えられる。常緑性である針葉樹人工林では、年間を通して暗い光環境であることから、落葉広葉樹人工林に比べて耐陰性の高い樹種であっても実生は枯死しやすい可能性がある。

したがって、パターン A は植栽後約 60 年間のなかで、暗い光環境が継続するなかで、ミヤコザサなどの林床優占種が出現しないことで、耐陰性の高い樹種の実生が生育、定着、枯死を繰り返し、実生個体群の形成・維持がなされると予想される。ただし、常緑針葉樹人工林は落葉広葉樹人工林よりも年間を通して暗い光環境のため、木本実生は落葉性の林分よりも枯死しやすい可能性がある。

図 7-2 のパターン B では、植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、自然枯死により植栽木が高い割合で減少する場合を示した。林内ではギャップに相当する程度で光量が上昇することで、ギャップ下の明るい場所でミヤコザサが優占すると考えられる。ギャップ下のミヤコザサが優占する場所では、木本実生の生育が阻害される。植栽木の樹冠下などギャップ以外の暗い光環境が維持される場所では、ミヤコザサが優占しないため、耐陰性の高い樹種を中心に実生の生育および定着が進行する場所があり、定着段階に達する低木程度の個体も存在すると考えられる。

その後、植栽後約 60 年が経過するまで、ギャップの修復が進み、暗くなったギャップ修復下でミヤコザサは疎生し、林内全体での木本実生の生育および定着が進行する。林内は年間を通して暗い光環境の林冠に閉ざされるため、低木程度に達した木本実生は成長に必要な陽光が得られず、ある程度の個体サイズの段階でほとんどが枯死すると考えられる。この段階に至れば、パターン A でも述べた耐陰性の高い樹種の実生が生育、定着、枯死を繰り返し、実生個体群の形成・維持がなされる状態にいき着く。

したがって、パターン B ではギャップ下のミヤコザサが優占する場所で木本実生が阻害される期間がある分、林内全体での実生個体群の形成は遅延すると予想される。

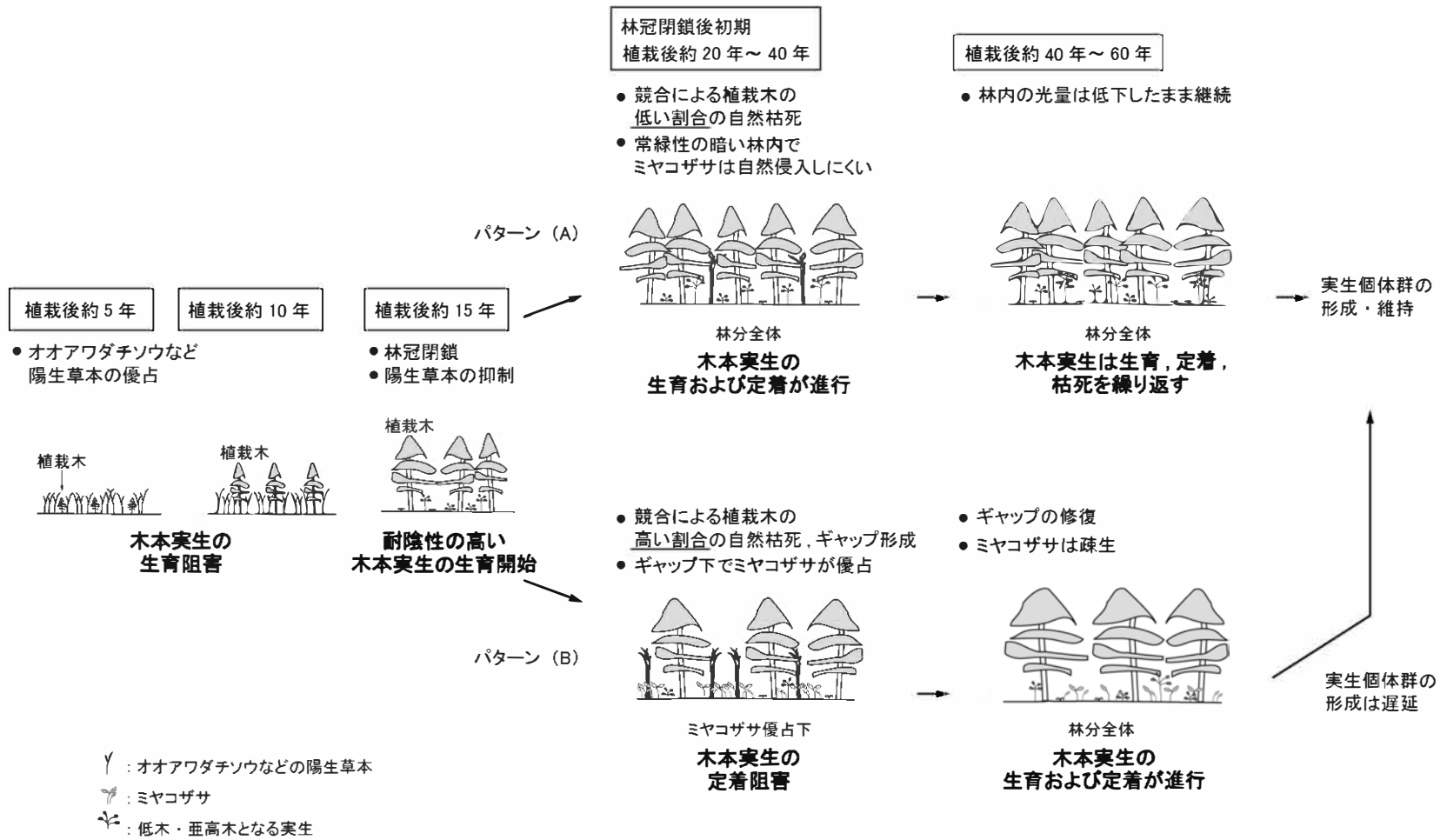


図 7-2 常緑針葉樹人工林における木本実生の侵入定着過程モデル

図中の矢印の長さは、時間経過を表す。

7-4. まとめ

本章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林・常緑針葉樹人工林における高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程パターンをモデル化するため、木本実生の「現在」および「過去」の侵入定着過程とそこから予測した「将来」の推移過程から得られた知見を踏まえて、植栽後から植栽後約60年に至るまでの木本実生の侵入定着過程モデルの構築をおこなった。

落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程のモデル化では、間伐などの育成管理を施さない場合を想定し、あくまでも自然状態で林分の生育段階ごとの林内環境が木本実生の侵入定着過程に与える影響を検討した。

落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林とも、林冠閉鎖後初期の段階で自然枯死による植栽木の減少割合が低い場合、林内の光量の上昇が小さいことで、林床でミヤコザサが優占しないことから、耐陰性の高い木本実生の生育および定着が進行することが考えられる。植栽後約40年までに、低木化する個体も存在すると考えられる。その後、植栽後約60年まで林内の暗い光環境が継続するなかでは、耐陰性の高い樹種の実生の生育、定着、枯死が繰り返されながら実生個体群が形成・維持されると予想される。ただし、常緑針葉樹人工林は落葉広葉樹人工林よりも年間を通して暗い光環境のため、木本実生は枯死しやすい可能性がある。

一方で、林冠閉鎖後初期の段階で植栽木の減少割合が高い場合、林内の光環境の上昇が高いことで、林床にはミヤコザサが優占する。落葉広葉樹人工林では、林分全体でミヤコザサが優占しやすく、木本実生の定着は林分の生育段階の早い段階から阻害され続け、植栽後約60年が経過するなかで、定着状態に達する木本実生は少ないことが予想され、実生個体群の形成は遅延する。常緑針葉樹人工林では、ギャップ下にミヤコザサが優占する期間がある分、林分全体での木本実生の生育および定着と、実生個体群の形成は遅延すると考えられる。

また、このモデルにおける林冠閉鎖後初期の段階での植栽木の具体的な減少割合については、今回は明らかにできなかったため、固定調査区による林冠動態の追跡調査をおこなうなど、今後のさらなる調査研究を実施したいと考えている。

第8章 十勝平野部の都市人工林における天然更新を促進する管理方法の検討

8-1. はじめに

第7章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林・常緑針葉樹人工林において、高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程パターンのモデルを構築した。モデルでは、林分の生育段階ごとの木本実生の侵入定着過程が示され、都市人工林の維持・更新機構を把握することができる。都市人工林の維持・更新機構の把握は、林分の生育段階に応じて、目標林型に向けた森の維持管理を適切におこなっていくうえで重要である。

「帯広の森」の人工林においては、「1-4-2. 都市公園「帯広の森」の概要」で述べたように、植栽後約10年～20年を目途に市民による育成管理が開始される。育成管理のなかで、植栽木に対する伐倒間伐などの高木層の管理は、ギャップの形成に伴う林内の光環境の上昇を引き起こすことで、林床優占種の出現を左右するため、天然更新の進行に大きく影響する。林床優占種の出現に考慮した植栽木に対する高木層の管理方法を取り入れていくことは、都市人工林における天然更新の促進にとって有効と考えられる。このため、第8章では高木層の管理を中心として、天然更新を促進できる方法を考案する。

また、森を目標とする姿に管理していくためには、将来の目標林型にあわせて管理方針を決定していく必要がある。都市人工林は、ゾーニングなどによって、それぞれの林分の機能にあわせた目標林型が設定される。また、人工林では苗木の確保の困難さなどがあり、目標林型に応じた植栽樹種を用いることができない場合がある。つまり、植栽樹種と目標林型にはさまざまなパターンがあることから、十勝平野部の都市人工林における植栽樹種と目標林型のパターンを検討し、パターンに応じた管理方法を示すことにする。

そこで本章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林において、木本実生の侵入定着過程を促進する高木層の管理技術を考案するため、第7章の高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程モデルに基づき、目標林型のパターンにおける植栽木の減少割合に応じた高木層の管理により木本実生の定着を進行させる方法を検討することを目的とした。

8-2. 高木層の管理が林床優占種の出現に与える影響

本研究で調査地とした 1983 年植栽の人工林区の広葉樹林調査区・針葉樹林調査区および調査地と同じ遷移系列上の経過年の異なる調査林分では、植栽後約 10 年～20 年を目途に植栽本数の約 2 割に対して市民育樹祭による下枝切りや間伐が実施された（帯広の森 20 周年記念実行委員会 1995, 帯広の森 40 周年記念事業実行委員会 2015）。この間伐の目的は、主に植栽木の成長に伴う競合による枯木の除間伐である。また、広葉樹林調査区・針葉樹林調査区では植栽後 24 年が経過した際に、1983 年人工林区全体に生育する樹木のうち、約 835 本の間伐を民間委託により実施している（植栽木に対する間伐割合は不明）。また、「帯広の森」では、市民団体による育成管理活動が実施されている場所で、間伐が実施されている。市民団体による間伐の目的は、目的樹種の植栽木を育成するための方法がとられている場合が多い。複数の樹種を植栽した人工林においては、成長の早い樹種と遅い樹種があることから、成長の遅いものは淘汰されやすい（前中 1989, 森本 2005）。市民団体による小規模的な間伐では、成長の早い樹種を優占させるのではなく、将来の目標林型の樹種構成に基づき林分の目的樹種の成長を促せるよう、目的樹種と競合する植栽木の間伐を実施している。選木の際には、劣勢木を対象として間伐する場合が多い。外来樹種の伐採についても、目的樹種を育成する間伐に含まれる。

上記のいずれの間伐についても基本的な方法としては、地際からのこぎりやチェーンソーにより伐採をおこなう伐倒間伐によって実施されている。先行研究では、間伐による林内環境への影響として、伐倒間伐では林冠が開くことでギャップが形成され、伐倒直後の林内の光量の上昇は自然枯死よりも高くなるとされている（國崎 2013）。宮崎（2010）は、帯広の森内で植栽後 26 年が経過した常緑針葉樹人工林において、伐倒間伐により発生したギャップ下の林床植生を報告している。常緑針葉樹の植栽木 1 本で 5 m×5 m の範囲を被覆していたと推測される場所では、隣接する 2 本の植栽木を間伐した結果、ギャップが修復していない状態では、ギャップ下の相対光合成有効光量子束密度（rPPFD）は閉鎖林冠下に比べて約 30 倍も高い結果であった。その林床ではミヤコザサが高さ約 50 cm で優占していた。したがって、林冠閉鎖後の伐倒間伐では伐採の本数が増えることでギャップ規模も大きくなり、林内の光量の上昇から林床優占種の出現を招きやすいと考えられる。

8-3. 目標林型の設定パターン

森林の管理技術では、林分にも求める最優先の機能に応じて、それに応じた目標林型を定めて、現状の林型を目標林型へと誘導していくかが重要である（藤森 2006）。都市人工林でも、この目標林型に応じて管理方針が決まり、適した管理方法を実施していく必要がある。「帯広の森」の人工林では、立地区分に基づいた目標林型が設定されている（帯広市都市開発部公園緑地課 1975a, 帯広市都市開発部公園緑地課 1975b）。「帯広の森」の人工林は、多くの場所で地域本来の自然林の復元が目指され、乾性に該当する立地区分ではカシワ・ミズナラ林が目標林型として設定されている。また、都市公園である「帯広の森」に北方林の雰囲気を持たせるため（帯広市都市開発部公園緑地課 1975b）、景観的機能を求める目的で、北海道の山間地に成立する常緑針葉樹林のトドマツ・アカエゾマツ林が設定されている場所もある。つまり、都市人工林が将来目指す姿は、立地などの自然環境条件に基づいて主に地域本来の自然林の復元を目指す場合と、公園などとしてさまざまな機能を求めて地域本来の自然林の復元を目指さない場合に大きく区分できる。

しかし、人工林の植栽の課題として、目標林型の構成樹種に合わせた苗木の確保が困難な場合がある。「帯広の森」でも、地域の在来樹種を植栽することになっていた場所に、苗木の確保の面などの影響によって、外来樹種が植栽された経緯がある（帯広市都市建設部みどりの課 2017）。また、広域な敷地に長期間の計画で人工林の植栽を進めるにあたっては、目標林型に対する植栽樹種の選定などに関して、当初の計画通りに実施されない場合もある。このことから、都市人工林では人間の都合によって、目標林型に応じた樹種を植栽しない場合があるといえる。

したがって、都市人工林の目標林型の設定パターンは、大まかに区分すると以下のよう
にまとめることができる。

- ①自然林の復元を目標林型とし、目的樹種を植栽する場合
- ②自然林の復元を目標林型とし、目的樹種を植栽しない場合
- ③自然林の復元を目標林型としない場合

以後の項では、十勝平野部の都市人工林の目標林型の設定パターンに応じて、人工林の天然更新を促進する管理方法の検討をおこなう。十勝平野部の都市人工林の目標林型の設定パターンについて、上記の区分をもとに具体的な樹種を挙げて考えてみる。

①自然林の復元を目標林型とし、目的樹種を植栽する場合は、十勝平野部の乾性地ではカシワ・ミズナラ林が目標林型となり、目標に応じてカシワ・ミズナラを植栽するパターンとなる。②自然林の復元を目標林型とし、目的樹種を植栽しない場合は、カシワ・ミズナラ林が目標林型ではあるが、都合によりカシワ・ミズナラ以外の樹種が植栽されるパターンとなる。③自然林の復元を目標林型としない場合は、目標林型にはさまざまなパターンが考えられ、植栽樹種も目標林型に応じる場合、応じない場合の両方のパターンがあり得る。上述したような十勝平野部におけるトドマツ・アカエゾマツ林を目標林とする場合

も③に当てはまる。

今回、十勝平野部の都市人工林の目標林型の設定パターンに応じて、人工林の天然更新を促進する管理方法の検討をおこなうのは、③の目標林型のパターンとする。目標林型として、本研究で調査研究を実施したハルニレ林を目指すこととし、ハルニレを植栽した落葉広葉樹人工林のパターンと、外来樹種のチョウセンゴヨウを植栽した常緑針葉樹人工林のパターンをそれぞれ想定して天然更新を促進する管理方法の検討をおこなうことにする。

ハルニレは、北海道の平地の適潤地～湿性地に生育し、樹高 30 m になり林冠を形成する高木種である（佐藤 2017）。平地の適潤地に生育する特徴があることと、「帯広の森」において乾性地に植栽したハルニレ林が成立していることから、③自然林の復元を目標林型としない場合の目標林型のひとつとして設定できると考えた。

また、①や②の目標林型であるカシワ・ミズナラ林への天然更新を促進する管理方法の検討も、興味深い課題である。これについては以後の、「8-5-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合」のなかで、植栽樹種の林相を転換してカシワ・ミズナラ林を目指す際の管理方法を述べるなかで触れたいと思う。

また、目標林型は林相だけでなく、目標とする林分構造も必要となる。ここでは、十勝平野部の自然林の構造を参考にし、第 6 章で述べた農高カシワ林踏査で明らかになった林分構造を参考にする。農高カシワ林は、94 年生とされる老齢段階の林分であり、密度の低下した高木層の下層に、亜高木層・低木層の階層構造が形成されていた。この階層構造のもとで、林内の光量は低下したまま維持されることで、ミヤコザサは疎生状態となり、林床では木本実生の生育および定着が進行して実生個体群が形成されていると考えられる。したがって、十勝平野部の都市人工林のそれぞれの目標林型における林分構造は、階層構造の形成がみられ、林床で木本実生の実生個体群が形成されることを目指すこととする。

目標林型への達成期間については、環境保全を目的とした人工林の計画にあたっては、樹木の寿命は長いことから、林の更新のサイクルは数十年から 100 年以上に及ぶのが普通であるとされている（森本・小林 2007）。また、「帯広の森」の基本計画の方針も 100 年後に目標林へ達成することが掲げられている（帯広市都市開発部公園緑地課 1975a）。本研究では、人工林を目標林型へと 100 年またはそれよりも早期に達成することを目指して、天然更新を促進させる管理方法の検討をおこなう。

8-4. 落葉広葉樹人工林における天然更新を促進する管理方法の検討

8-4-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合

自然林の復元を目標林型としない場合の、植栽樹種と目標林型とのパターンにはさまざまな組み合わせが考えられる。ここでは十勝平野部においてハルニレ林を目標林型として、植栽樹種としてハルニレを植栽したパターンを想定して天然更新を促進する管理方法の検討をおこなう。

落葉広葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程モデルでは、パターン A に植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木が低い割合で減少する場合を示した(図 7-1)。このモデルは、あくまでも人があまり手を加えずに林分の生育段階が進行した場合の林分の維持・更新機構を示している。パターン A では、植栽木の自然枯死と隣接する生存木の成長がゆるやかに進行し、林内の光量に大きな上昇が起きないことで、ミヤコザサの疎生が維持すると予測される。その林床では、耐陰性の高い樹種を中心に多くの木本実生の生育および定着が進行し、低木程度に達する個体が多いと考えられる。さらに植栽後約 60 年が経過するなかで、林内の光量の上昇が低いままであれば、木本実生の生育および定着の進行が維持されながらも、ある程度の個体サイズの段階でほとんどの個体は枯死すると考えられる。林床で木本実生の生育および定着が進行して、部分的に枯死しながらも、世代交代を繰り返しながら実生個体群が維持される状態になると考えられる。

このモデルに基づいて、落葉広葉樹人工林における天然更新を促進する管理方法を検討してみる。植栽後約 10 年～20 年を目途に市民により目的樹種育成などを目的とした伐倒間伐が実施される場合、ギャップの形成によりミヤコザサが優占する場所が生じる可能性が考えられる。木本実生の生育が樹高 1.3 m 以下でミヤコザサの高さを超えていない場所では、木本実生の定着が阻害されやすい。したがって、木本実生が樹高 1.3 m 以上の定着状態に達していない場所では、伐倒間伐後にミヤコザサの優占が起きないように、単木的な間伐などによってギャップの規模を最小限に抑えることが木本実生の定着段階までの生存にとって重要と考えられる。また、木本実生の樹高 1.3 m 以上の成長を待ってから、間伐を進めることも天然更新を進める方法のひとつと考えられる。樹高 1.3 m 以上の定着状態の木本実生がある場所では、実生がミヤコザサの高さを超えて成長しているため、伐倒間伐後のミヤコザサの優占による生育阻害の影響を受けにくい。このため、木本実生が定着状態にある場所での伐倒間伐では、ミヤコザサの優占が起きないようにギャップの規模を考慮しなくとも、間伐による光量の上昇により、木本実生の成長を促してより大きな個体サイズに成長を進行させることができると考えられる。

特に、林冠優占種であるハルニレは、実生段階で耐陰性の低い性質も持つため(小池 1988)、ギャップを形成しない暗い光環境のなかでは実生段階で多くの個体が枯死すると考えられる。将来のハルニレの更新木を育成させるには、ハルニレの実生に対して、十分な陽光が当たるような規模のギャップを形成することで、亜高木層に達する個体の育成を図

ることができると考えられる。しかし、大きな規模のギャップ下ではミヤコザサの優占が伴う可能性が高いため、下草刈りなどを組み合わせた木本実生の育成が必要となる可能性が高い。また、どの生育段階でも耐陰性の高い亜高木種のエゾヤマザクラおよびアズキナシ、実生段階で耐陰性の高い高木種のハリギリは、ギャップを形成しない暗い光環境のもとで、亜高木程度までは生存できる個体があると考えられる。したがって、ギャップを形成することで、エゾヤマザクラおよびアズキナシは亜高木層の形成、ハリギリは高木層に達する個体へと、より大きな個体サイズに成長を進めることができると考えられる。それはまた、階層構造の形成を進めることにもつながると考えられる。

ただし、天然更新の維持にとっては、木本実生の大きな個体サイズへの育成だけでなく、林内で実生が部分的に枯死しながらも、世代交代を繰り返して実生個体群を形成・維持し続ける必要がある。このため、林床下層での木本実生の生育および定着の進行もおこなうには、ギャップの形成によるミヤコザサの優占をできるだけ引き起こさないほうが良い。したがって、林内の光環境や木本実生の生育状況に応じ、ギャップの規模によって林内の光量の調整を図れるような伐倒間伐の方法をとることが望ましいと考えられる。

小規模のギャップ形成による光環境の上昇は一時的のため、ギャップ修復後には林内の状況や樹木の更新時期を見計らって、定期的な間伐を繰り返す必要がある。このように、林冠閉鎖後の伐倒間伐では、目的樹種の植栽木を育成する目的とともに、目的樹種の木本実生を育成することにも考慮することが重要と考えられる。

したがって、落葉広葉樹人工林において、ハルニレ林を目標林型として、ハルニレを植栽した林分のパターンでは、林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合には、ギャップの規模に考慮した伐倒間伐などの高木層管理を図ることで、耐陰性の高い樹種を中心とした実生個体群を維持し、亜高木層の形成や高木層に達する個体へと木本実生の成長を進めて階層構造の形成を促すことで、目標林型へと速やかに進行させることができると考えられる。

また、植栽木を間引く際に光量の上昇を最低限に抑える管理方法として、「巻き枯らし（形成層の切断または除去による立ち枯らし処理）」が挙げられる（大内 2002, 田中 2003, 國崎 2013）。高木層の樹木の巻き枯らしによる林内の光量の上昇は、自然枯死による光環境の上昇とほとんど差がないことが知られている（荒井・米林 2011, 國崎 2013）。したがって、植栽木への低い割合での巻き枯らしの処理は、隣接する生存木の成長をゆるやかに進行させ、光量の大きな上昇を起こさずに、ミヤコザサの疎生および耐陰性の高い樹種を中心とした木本実生の定着段階までの生存を維持できると考えられる。ただし、巻き枯らしの処理を施した樹木は立ち枯れ後、倒れる時期の予測が難しいため、被害の危険性のある道路や建物に近い場所では実施できない（大内 2002）。都市人工林では、処理する樹木の樹高および周囲の状況のみをみて、安全が確保できる場所で実施する必要がある。

8-4-2. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が高い場合

落葉広葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程モデルでは、パターン B に植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木の減少割合が高い場合を示した（図 7-1）。パターン B では、林内にギャップに相当する程度で光量が上昇し、林床にミヤコザサが優占することで、木本実生の定着が阻害され続け、実生個体群の形成が遅延することが考えられる。

落葉広葉樹人工林において、林冠閉鎖後初期の段階の植栽木が高い割合で減少した場合、ミヤコザサの疎生および木本実生の定着段階までの生育を目指すため、まずはギャップ修復を進めて林内の光量を低下させる必要がある。そのため、性急な伐倒間伐はおこなわずに高木層のギャップ修復を進行させたほうが良い。しかし、モデルで示したようにパターン B では、ギャップが修復しても、立木密度が低下した高木層のみで構成された明るい光環境の林内では、ミヤコザサは長期間にわたり優占し続ける可能性が高い。広葉樹林調査区での現状でも、植栽後 30 年以上が経過した時点で木本実生は定着段階の個体がほとんどみられなかった。このことから、長期間にわたり木本実生の定着が阻害され続けることが予想される。

落葉広葉樹人工林の林床でミヤコザサの優占が続く場合には、ミヤコザサの優占を抑制することを目的とし、耐陰性の高い樹種の補植をおこなうことで、人工的に低木層、亜高木層の形成を促すことがひとつの方法として考えられる。この補植により、低木層、亜高木層を形成することで、林内の光量を低下させ、ミヤコザサの生育を抑制することができると考えられる。この際に補植に用いる苗木は高木層の下層の環境に置かれるため、耐陰性の高い光合成特性を持った樹種である必要があり、ミヤコザサの高さよりも大きいサイズの苗木を用いる必要がある。

したがって、落葉広葉樹人工林において、ハルニレ林を目標林型として、ハルニレを植栽した林分のパターンにおいて、林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が高い場合には、性急な間伐は実施せずにギャップの修復を進め、低木層、亜高木層の階層構造の形成を補植によって人工的に形成させることによって、ミヤコザサの優占を抑制することにつなげ、実生個体群の形成を少しでも早めることができると考えられる。

8-5. 常緑針葉樹人工林における天然更新を促進する管理方法の検討

8-5-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合

目標林型の設定について、ここでは十勝平野部においてハルニレ林を目標林型として、植栽樹種として外来樹種のチョウセンゴヨウを植栽したパターンを想定して天然更新を促進する管理方法の検討をおこなう。このパターンでは、目標林型に対する植栽樹種が異なっており、チョウセンゴヨウの林相からハルニレの林相への転換を目指すという大きな課題がある。

常緑針葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程モデルでは、パターン A に植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木の減少割合が低い場合を示した（図 7-2）。パターン A では植栽木の自然枯死と隣接する生存木の成長がゆるやかに進行し、林内の光量に大きな上昇が起きないことと、常緑性の植栽木による年間を通した暗い光環境により、ミヤコザサはほとんど林内に侵入しないことが考えられる。このため、林床では耐陰性の高い樹種を中心に多くの木本実生の生育および定着が進行し、低木程度に達する個体が多いと考えられる。植栽後約 60 年が経過するなかでは、林内の光量の上昇が低く維持されることによって、木本実生の生育および定着の進行が維持されながらも、ある程度の個体サイズの段階でほとんどの個体は成長に必要な陽光を得られずに枯死する可能性が高い。これは、林床で木本実生の生育および定着が進行して、部分的に枯死しながらも、世代交代を繰り返しながら実生個体群が維持される状態と考えられる。ただし、常緑針葉樹林は年間を通して暗い光環境のため、木本実生は枯死しやすい可能性がある。

このモデルを想定している人工林は、外来樹種の針葉樹を植栽している。植栽後約 10 年～20 年を目途に市民により目的樹種育成などを目的とした伐倒間伐が実施される場合、外来樹種などの目的外樹種が多く伐採される可能性が高い。この際、落葉広葉樹人工林における「8-4-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合」と同様に、伐倒間伐では自然枯死よりも林内の光環境の上昇が起きやすいため、ギャップ下でミヤコザサの優占が起きる可能性がある。耐陰性の高い木本実生を定着段階まで生育させることを目指すとすると、実生が樹高 1.3 m 以上の定着状態に達していない場所では、伐倒間伐後にミヤコザサの優占が起きないように、単木的な間伐などによってギャップの規模を最小限に抑えることが重要である。また、木本実生の樹高 1.3 m 以上の成長を待ってから、間伐を進めることも天然更新を進めるひとつの方法と考えられる。さらに、定着状態の木本実生がある場所での間伐も、林床下層の木本実生の定着阻害を最小限に留めるため、小規模ギャップの形成によって進めることが望ましいと考えられる。

適切なギャップの規模について、前述した宮崎（2010）の事例から考えると、隣接する常緑針葉樹の植栽木 2 本を間伐すると、ギャップ下でミヤコザサが優占したことから、林冠閉鎖後の伐倒間伐は 1 ヶ所で 2 本以上は伐らずに単木的な伐採が望ましいと考えられる。本研究で扱ったような外来樹種中心の常緑針葉樹人工林を落葉広葉樹林に移行させる場合、

外来樹種を除くために性急な間伐を進めることがあると考えられるが、大規模なギャップ形成は広い範囲でミヤコザサを優占させることにつながる可能性があるため、慎重な間伐の実施が望まれる。

小規模のギャップ形成による光環境の上昇は一時的なため、ギャップ修復後には定期的な間伐を繰り返す必要がある。特に、常緑針葉樹人工林では光環境が暗いため、樹高 1.3 m 以上の定着状態に達した木本実生でも枯死しやすいと考えられる。このため、定着状態の木本実生がある場所では、定期的な間伐の時期に考慮した林内の光環境の上昇により、木本実生の低木化を進行させ、階層構造の形成を進行させることができると考えられる。

樹種特性ごとの木本実生の育成方法について、落葉広葉樹人工林の「8-4-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合」と同様に検討してみる。どの生育段階でも耐陰性の高い亜高木種のエゾヤマザクラ、アズキナシ、実生段階で耐陰性の高い高木種のハリギリは、ギャップを形成しない暗い光環境のもとでも、亜高木程度までは生存できる個体があると考えられる。したがって、ギャップを形成することで、エゾヤマザクラおよびアズキナシは亜高木層の形成、ハリギリは高木層に達する個体へと、より大きな個体サイズに成長を進めることができる個体が増え、階層構造の形成の促進にもつながると考えられる。

したがって、ハルニレ林を目標林型として、外来樹種のチョウセンゴヨウを植栽した常緑針葉樹人工林のパターンでは、林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合、ギャップの規模に考慮した伐倒間伐などの高木層管理を図ることで、耐陰性の高い樹種を中心とした実生個体群を維持し、亜高木、高木までの成長を進めて階層構造の形成を促すことができると考えられる。

この林分での最大の課題として、チョウセンゴヨウの林相を目標林型であるハルニレの林相に転換することが挙げられる。ハルニレは実生段階で耐陰性の低い性質も持つため（小池 1988）、ギャップを形成しない暗い光環境のなかでは、実生段階で多くの個体が枯死すると考えられる。したがって、ハルニレ実生は林冠に大規模ギャップなどを形成することで、成長に必要な多くの陽光が必要となる。ギャップの規模を大きくすると、林床でミヤコザサが優占する可能性が高いため、下草刈りなどと組み合わせた管理を実施することで、ハルニレ実生の生育を補助する必要があると考えられる。しかし、天然更新を用いて林冠をチョウセンゴヨウからハルニレにすべて転換させるには、極めて長期間がかかることが予想される。この場合、林冠を転換するまで補植や播種によりハルニレの育成をおこなうなど、天然更新以外の方法も組み合わせた管理方法を実施することで、目標林型への移行時間を早めることができると考えられる。

また、十勝平野部での都市人工林の目標林型の設定パターンのなかで、②自然林の復元を目標林型とし、目的樹種を植栽しない場合について、植栽樹種の林相をカシワ・ミズナラの林相に転換する場合もあり得る。この場合の天然更新を促進する管理方法も、上述したハルニレの林相に転換させる場合と類似している。カシワは、実生段階で多量の陽光を要求するとされていることから（新島 1940、薄井 1990）、実生段階で耐陰性の低い性質を

持っていると考えられる。また、「7-2-2. モデル化の前提条件」の⑤で述べたように、十勝平野部での都市人工林の周辺にはカシワの種子供給源をもつ残存植生はほとんどみられないことから、カシワ種子の供給量は少ない場合が多いと考えられる。あくまで天然更新を用いた方法で、カシワ実生の育成促進を図るとすれば、林内に局所的に生育するカシワ実生に対して、ある程度の大きな規模のギャップ形成と、それに伴うミヤコザサの優占を除草刈りによって抑制し、重点的に保育する必要があると考えられる。ただし、この場合も林冠をカシワに転換するまでには極めて長期間が必要になるため、林冠を転換させるまで補植や播種によりカシワを育成するなど、天然更新以外の方法も組み合わせた管理方法を実施することで、目標林型への移行時間を早めることができると考えられる。

8-5-2. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が高い場合

常緑針葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程モデルでは、パターン B に植栽後約 20 年～約 40 年の林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木の減少割合が高い場合を示した図 7-2)。パターン B では、ギャップ下でミヤコザサが優占することにより、ギャップ下では木本実生の定着が阻害される期間があることで、目標である低木層・亜高木層の形成が遅延し、目標とするハルニレの林相の転換までの移行はパターン A と比べてさらに長期化すると考えられる。

常緑針葉樹人工林において、林冠閉鎖後の植栽木が高い割合で減少する場合、ミヤコザサの疎生および木本実生の定着段階までの生存を目指すため、ギャップ修復を進めて林分全体での光環境の低下をおこなう必要がある。植栽木が外来樹種であると、除伐のために性急な間伐を進めがちであるが、大規模なギャップ形成は広い範囲でミヤコザサを優占させることにつながる可能性があるため、慎重な間伐の実施が望まれる。そのため、伐倒間伐はおこなわずに高木層のギャップ修復を進行させたほうが良い。植栽木が常緑性ため、高木層のギャップが修復すれば、林分全体でミヤコザサが疎生し、木本実生の定着段階までの生存が進行していくと考えられる。ただし、「8-5-1. 林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合」と同様に、林内の暗い光環境では定着状態の木本実生でも枯死しやすいため、ギャップ修復後には小規模ギャップの形成を定期的に繰り返し、木本実生の低木化を進行させて、階層構造の形成を進行させていく必要があると考えられる。

8-6. まとめ

本章では、十勝平野部の落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林において、木本実生の侵入定着過程を促進する高木層の管理技術を考案するため、第7章の高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程モデルに基づき、目標林型のパターンにおける植栽木の減少割合に応じた高木層の管理により木本実生の定着を進行させる方法の検討をおこなった。

都市人工林では、植栽後約10～20年の経過を目途に市民による目的樹種育成のための、伐倒間伐が実施される。伐倒間伐でのギャップ形成では、伐倒直後の林内の光環境の上昇は自然枯死よりも高くなることが知られている。

落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林ともに植栽木の減少割合が低い場合、高さ1.3m以上の定着状態の木本実生がない場所では、伐倒間伐後にミヤコザサなどの林床優占種を出現させないため、伐倒間伐でのギャップを小規模に留め、光環境の上昇を抑えることが重要と考えられる。小規模のギャップ形成による光環境の上昇は一時的なため、木本実生の亜高木層の形成や高木層に達する個体の成長による階層構造の形成を進行させるには、ギャップ修復後の定期的な間伐を繰り返す必要がある。この際にも、ミヤコザサが優占して林床下層の木本実生の定着を阻害しないよう、できるだけ小規模のギャップ形成を繰り返していくことが望ましいと考えられる。常緑針葉樹人工林では、光環境が暗いため、定着状態の耐陰性の高い樹種の実生であっても枯死しやすいことが考えられ、定期的な間伐の時期を考慮して、耐陰性の高い樹種を中心とした実生個体群を維持するとともに、低木層・亜高木層の形成を促すことが重要と考えられた。

落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林において、植栽木の減少割合が高い場合は、必要以上の伐倒間伐はおこなわず、高木層のギャップの修復を進行させたほうが良い。常緑針葉樹人工林に関しては、ギャップが修復すれば、ギャップ下で優占したミヤコザサは疎生し、林分全体での木本実生の定着段階までの生育および定着、さらに低木化も進行していくと考えられる。落葉広葉樹人工林では、一旦ミヤコザサが林床全体で優占すると、多くの木本実生の生育が阻害される。林内全体で木本実生の定着段階までの生育、低木化の進行は、植栽後約60年でも達成できない可能性が高く、長期的な時間がかかることが予想される。したがって、耐陰性の高い樹種の補植などによって人工的に低木層・亜高木層の形成を促すことがひとつの方法として考えられる。

第9章 おわりに

9-1. 総合考察

9-1-1. 都市人工林における木本実生の侵入定着過程

本研究では、これまで扱われてこなかった国内冷温帯での落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林を対象として、植栽から長期間が経過した木本実生の生育状況の情報を収集・蓄積し、林内環境が木本実生の生育に与える影響を分析することで、木本実生の侵入定着過程の検討をおこなってきた。

これまで、落葉広葉樹人工林における研究事例は、田端・森本（2012）が近畿地方の暖温帯落葉広葉樹人工林において、植栽後5年が経過した段階での高木性樹種の侵入定着状況を明らかにし、先駆的な木本実生の生育が良好にみられたと報告している。また、田端・森本（2012）は植栽木の生育に伴う林床の光環境の変化のなかで、木本実生の侵入定着状況が大きく変動することが予想されるため、継続的な調査が必要であるとしている。

本研究での、植栽後30年以上が経過したハルニレを植栽した落葉広葉樹人工林（2 m×3 m間隔で植栽）、外来樹種のチョウセンゴヨウを植栽した常緑針葉樹人工林（2 m×3 m間隔で植栽）の結果とも、林冠閉鎖後の段階の林床では耐陰性の高い樹種を中心とした木本実生の生育がみられた。

落葉広葉樹人工林における林内では、高木層の密度が低下した林内にミヤコザサが単独で林床一面に優占しており、その下層では木本実生の生育が少なく、定着は阻害されていた。常緑針葉樹人工林では、年間暗い光環境のなかで、林床にミヤコザサなどの林床優占種はみられず、多くの木本実生の生育および定着（樹高1.3 m以上の状態）が進行していた。両林分はこのような異なる林内環境にもかかわらず、林床地面付近の光量は夏期において林分間に有意な差はみられなかった。ミヤコザサの優占下では、木本実生の阻害要因として光条件以外の要因が存在していると考えられた。しかし、ミヤコザサ優占下での木本実生の生育阻害要因の詳しい分析までには至らなかった。

木本実生の侵入定着過程の検討については、落葉広葉樹人工林の植栽後の林分動態を参考に検討をおこなった。林冠閉鎖前の植栽後約10年までは、地面にオオアワダチソウなどの陽生草本が優占し、木本実生の生育は阻害されると考えられた。

林冠閉鎖後、ミヤコザサを中心とする林床優占種の有無が、木本実生の定着状況に影響を与えると推測された。植栽後約15年の林冠閉鎖する段階は、高木層には樹高の揃った高密度の葉層が形成され、うっ閉した暗い光環境の林床では、林内の光環境が極めて暗くなることで、オオアワダチソウなどの陽生草本の生育が抑制されるうえで重要な段階と考えられた。それに伴い、林床では耐陰性の高い木本実生の生育が開始すると考えられた。

その後、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林では、植栽後約15年以降に競合による枯死で植栽木の減少が進行すると考えられた。これは、照葉樹人工林でもみられる植栽約15年を過ぎた頃からの、枯死による植栽木の減少（前中 1989, 中島 1998, 高橋 2001,

森本・小林 2007) の状況と同様であった。そのなかで、林内でのミヤコザサなどの林床優占種の有無は、植栽木の減少割合による光量の推移が大きく関与していると考えられた。

林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木の減少割合が低い場合、林内の光量の上昇がゆるやかに進むと、木本実生と競合するようなミヤコザサの優占状態は起きにくいと考えられる。このような林内環境のなかでは、植栽後約 40 年までには耐陰性の高い樹種を中心に木本実生の生育および定着が進み、低木化する個体も存在すると考えられる。植栽後約 60 年まで光量が低下したままだと、耐陰性の高い樹種であっても枯死し、木本実生は世代交代を繰り返しながら実生個体群を形成・維持するものと考えられる。これは、坂本 (1984) が都市人工林の更新過程においても、自然林と同じように林床で耐陰性樹種を中心とした実生個体群が部分的に枯死しながらも維持され、恒常的に存在することが重要であるとする状態に近いと考えられる。

ただし、暗い光環境では、ハルニレ、カシワなど実生段階で耐陰性の低い性質をもつ樹種は枯死しやすく、大きな個体サイズに成長するものが少ないと予想される。

また、本研究では木本実生の生育状況に胸高直径の成長状況を用いて検討できなかった。塩田 (2004) は、植栽後約 30 年が経過した高木層のみの単層化した照葉樹人工林において、目標とする落葉広葉樹二次林に比べて胸高直径 2 cm~10 cm の木本実生の小径木が少なく、下層群落が発達していなかったとしている。本研究でみられた実生個体群も、胸高直径の成長と生存状況などの傾向をみることで、高木層、亜高木層で更新できる個体に達するまでの木本実生の侵入定着過程を検討する必要があると考えられる。

林冠閉鎖後初期の段階で、植栽木の減少割合が高い場合、ミヤコザサを中心とする林床優占種が出現し、木本実生の生育は阻害されるため、実生の低木化までの進行や実生個体群の形成までには長期の時間がかかる。したがって、林冠閉鎖後の植栽木の密度の減少割合による光量の度合いが林床優占種を左右し、木本実生の侵入定着過程に大きく影響していることが考えられた。

照葉樹人工林の研究では、密な植栽方法がとられた林分において、高木種の植栽を中心とした林内は樹齢や樹高が斉一であるうえ、種組成と空間構造の両面で多様性が低く、林床植生が乏しいことが指摘されている。植栽する樹種にもよるが、今回調査対象としたハルニレの落葉広葉樹人工林および外来樹種のチョウセンゴヨウの常緑針葉樹人工林では、林冠閉鎖後初期の暗い光環境は木本実生と競合する林床優占種の出現を抑える段階としては重要な時期と考えられた。林内の多くの場所がうっ閉した林冠閉鎖段階を経ることで、林床での耐陰性の高い樹種の木本実生の侵入定着を進め、実生個体群の形成・維持に早期的につなげることができると考えられる。

常緑針葉樹人工林の林分の動態や木本実生の侵入定着過程の検討は、落葉広葉樹人工林での結果を参考にしたため、常緑針葉樹を主体とした調査林分の選定・調査によって、正確な林内環境の推測をおこなう必要がある。また、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林とも、樹種によって林分動態や密度の減少割合、光環境、自然環境条件、木本実生の

侵入定着過程が異なることが予想されるため、今後のさらなる情報収集が必要である。

9-1-2. 都市人工林における天然更新を促進する管理方法

落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林における天然更新を促進する管理方法を提案するため、林分の生育段階ごとの木本実生の侵入定着過程の進行の把握と天然更新を促進する管理方法を提案するため、高木層の閉鎖状況に着目した木本実生の侵入定着過程のパターンをモデル化し、木本実生の侵入定着過程を促進する高木層の管理技術を検討することを目指した。

これまで、照葉樹人工林の研究では、過密な植栽方法がとられた林分において、高木種の植栽を中心とした林内は樹齢や樹高が斉一であるうえ、種組成と空間構造の両面で多様性が低く、林床植生が乏しいことが指摘されている（前中 1989, 近松ら 2002, 服部ら 2003）。塩田ら（2004）は、植栽後約 30 年が経過した高木層のみの単層化した照葉樹人工林における実験から、ギャップの規模が大きくなると林内環境の変化が木本実生の生育に阻害をもたらす可能性があり、早期に階層構造の形成を目指す場合には高木層の伐採率に考慮する必要があるとしている。また、李（2005）、Lee and Fujii（2007）も植栽後 23 年が経過した照葉樹人工林における実験から、過剰な光量の上昇は耐陰性の高い木本実生の出現を促進することにつながることを示している。また、李は 30 m² ギャップ規模における光量の上昇は一時的・局所的であることから、3 年～4 年でギャップ形成を繰り返す必要があるとしている。

今回、対象とした植栽間隔 2 m×3 m で、高木種を中心に植栽した落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林でも、林冠閉鎖後初期での植栽木の減少割合が低い場合は、大規模なギャップを形成せず、ミヤコザサなどの林床優占種を出現させないことが、植栽後早期での木本実生の生育および定着の進行と、実生個体群の形成につながると考えられた。

また、林冠閉鎖後初期において植栽木の減少割合が高かった場合、林床ではすでにミヤコザサなどの林床優占種が存在するので、性急な間伐をおこなわずに、まずは高木層のギャップ形成を進め、林内の光量を低下させることで、林床のミヤコザサの優占を抑制させることが重要であると考えられた。長期間にわたり、ミヤコザサの優占が抑制しない場合は、林内の光量の低下を目的として、耐陰性の高い樹種の補植によって人工的に低木層、亜高木層を形成する方法も効果的と考えられた。このように、高木層の管理状況は、林内の光環境を変化させることから、林分の生育段階にあわせて林内の光量を調整するような間伐や補植をおこなうことで天然更新を促進する管理につながると考えられた。

ただし、林冠構成種であるハルニレ、カシワなどは実生段階で耐陰性の低い性質を持つため、暗い光環境では生存が困難である。耐陰性の低い性質を持つ樹種の育成を図るには、大規模ギャップの形成とミヤコザサなどの林床優占種の下草刈りなどを組み合わせることによって、天然更新以外の方法を取り入れた管理を実施したほうが早期で確実な目標林の達成につながれると考えられる。

都市人工林は、都市域に存在するため住宅域とも距離が近いことで、市民などが集まりやすい場所であることが特徴である。市民参加型の森の育成管理に携わる人材も確保しやすい側面があると考えられるため、人工林の目標林型への誘導にあたっては、森の育成に関する多様な管理方法の実施、市民による育成管理活動の継続、マンパワーを活用した育成管理方法などを工夫して進めていくことが重要であると考えられる。

ただし、継続的な管理の実施にあたっては、管理労力の軽減の視点も重要である。今回、本研究で得られた知見から、伐倒間伐によることなく、林冠閉鎖後に植栽木の自然枯死を計画的におこなう方法として、植栽段階で耐陰性の高い広葉樹種のなかに耐陰性の低い陽樹性の広葉樹種を混交する方法をとることができると考えられる。植栽後30年以上が経過した広葉樹林調査区の結果では、植栽後約20年でハルニレと混交した陽樹性をもつイヌエンジュ（小池 1988, 北海道森林管理局 2014）がほとんど枯れたため、明るい林内でミヤコザサの優占が続いていた。ミヤコザサの優占が起きないように、陽樹性の広葉樹種の割合を調整して、落葉広葉樹人工林の植栽時に混交させるとする。林冠閉鎖後に陽樹性の植栽木が低い割合で自然枯死していけば、ミヤコザサの優占を起さずに林冠閉鎖後初期の間引きを進めることができる。陽樹性の植栽木が枯死し、林冠の成長が進んだ時点で、更なる目的樹種の植栽木を育成するための間伐を実施していくことで、林冠閉鎖後の初期段階での間伐の手間を軽減することができると考えられる。ただし、広葉樹林調査区でのハルニレとイヌエンジュの混交割合の情報は不明だったため、計画的な自然枯死を可能にする陽樹の混交割合および利用可能な陽樹の樹種については、今後検証をおこなって確かめる必要がある。

9-2. 今後の課題

今回の研究では、落葉広葉樹人工林の林床で優占するミヤコザサの下層における、木本実生の生育阻害要因については詳しい検討をおこなうことができなかった。光に関する要因以外にも、閉鎖林内での病原菌の影響(山本 1987)や、動物による捕食の影響(山本 1987)などが考えられるほか、ミヤコザサの葉が堆積するリター層の構造が木本実生の生存に与える影響についても今後検討をおこなっていきたい。

また、本研究では木本実生の侵入定着過程の検討にあたり、植栽後に長期間が経過した人工林の過去の林内環境を、調査地と立地条件や林相、植栽間隔などの条件が一致する同じ遷移系列上の林齢の異なる林分の林内環境から推測をおこなった。落葉広葉樹人工林については、立地条件と植栽間隔が一致する落葉広葉樹主体の林分を選定して、林内環境の把握をおこなった。しかし、その調査範囲は半径 6 m (113 m²) の円プロットがそれぞれ 1ヶ所ずつのみで、調査範囲としては狭すぎたことから、正確な林内環境の推測がおこなわれていない可能性がある。したがって、落葉広葉樹人工林では、調査範囲の見直しにより、過去の林内環境の推測の精度の向上をおこなう必要がある。

常緑針葉樹人工林については、調査地と植栽間隔などの条件が一致する同じ遷移系列上の常緑針葉樹主体の林分を選定することができなかった。このため、常緑針葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程の検討は、落葉広葉樹人工林での結果をもとに検討をおこなった。常緑針葉樹人工林での正確な木本実生の侵入定着過程の検討をおこなうためには、今回調査対象とした調査地と同じ遷移系列上の林分を選定および林内環境の調査を実施して、構築した常緑針葉樹人工林の木本実生の侵入定着過程モデルとの検証をおこなう必要がある。

また、高木層を構成する樹種の違いによっても、植栽後の林分動態は異なってくることが予想される。落葉広葉樹人工林では今回対象としたハルニレ林、常緑針葉樹人工林では外来樹種のチョウセンゴヨウ林以外のさまざまな林相の林分における調査の積み重ねから、木本実生の侵入定着過程モデルの精度を検証する必要がある。常緑針葉樹人工林では暗い光環境の傾向にある林内で、林床優占種が出現しづらく木本実生の生育および定着の進行がしやすい傾向にあったことから、針広混交林での林分の動態と木本実生の侵入定着過程の究明も興味深い課題と捉えている。

さらに、木本実生の生育および定着の進行には、林冠閉鎖後の植栽木の減少割合における林内の光量の変化の度合いに伴う、林床優占種の有無の影響が大きく関わっていることが把握された。林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が、低い割合で減少するか、高い割合で減少するかによって、木本実生の侵入定着過程のパターンは 2 つに分けることができた。どれくらいの減少割合で、林内の光量の変化の度合いが決まるかについては、林分の生育段階に伴う高木層の密度の変化と林床植生の関係や、高木層の伐採率と林床植生との関係などを検討することにより明らかにしていきたい。

本研究での木本実生の侵入定着過程モデルの予測は、植栽後約 60 年までの期間とした。樹木の寿命は長く、林の更新のサイクルは数十年から 100 年以上に及ぶのが普通である(森

本・小林 2007)。「帯広の森」の基本計画の方針も 100 年後に目標林への達成が掲げられている(帯広市都市開発部公園緑地課 1975a)。今回調査対象とした落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林が将来どのような森の姿になるのか、今後の林分の動態や木本実生の侵入定着過程も見つめ続け、木本実生の侵入定着モデルの 100 年後を予測したい。また、研究事例の少ない都市人工林の実態を把握し、定量的なデータを積み重ねて今後も調査を続けていくことで、都市域での自然生態系に基づく森林の再生と市民による自然管理の可能性について探究していきたい。

謝辞

博士研究をおこなうにあたり、多くの方にご助力や励ましを頂きました。心から感謝致します。5年間の研究をやり切ることができたのは、帯広畜産大学・平田昌弘先生の終始にわたるご指導があったからです。自分と向き合うことこそが、研究をより楽しくさせる、この冬に博士論文をまとめながら、やっと気付くことができたように思います。研究室で日々、夜遅くまで課題について議論を交わしたことは一生忘れません。また、帯広畜産大学・辻修先生には、お会いする度に研究の進め方やまとめ方について、心強いご助言を頂きました。山形大学・菊池俊一先生には、遠路にもかかわらず帯広へお越し頂き、研究についての暖かく、適切なお助言を頂きました。さらに、元帯広畜産大学・紺野康夫先生、帯広畜産大学・宗岡寿美先生、帯広畜産大学・秋本正博先生、帯広畜産大学教授・加藤清明先生、帯広畜産大学・David Campbell先生には、研究に関して多くのご助言を頂きました。元広島大学・開発一郎先生には、遠路からお越し頂き、調査地での土壌水分測定などのご指導を頂きました。クリマテック株式会社・毛利陽介さんには、調査地で土壌水分測定に必要な準備を丁寧にして頂きました。岩手大学・比屋根哲先生には、岩手連大をよく知る立場から、多くの励ましを頂きました。伊東応用植物研究所・伊東捷夫先生には、研究室の先輩として、ご助言と励ましを頂きました。

また、社会人学生として研究を進めるにあたり、職場である「株式会社ケイセイ」「帯広の森・はぐく一む」の皆さまには、研究と仕事の両立のために多くのご迷惑をおかけしました。そのなかでも、いつも多大なるご協力と激励を頂いたおかげで、最後まで研究をやりきることができました。株式会社ケイセイ・帰来俊一さん、ケイセイ社員の皆さま、株式会社造景・澁谷洋一さん、はぐく一む施設長・日月伸さん、元職員・納村勝彦さん、職員・佐藤航さん、職員・土屋奈穂美さん、職員・大石拓人さんには、心から感謝申し上げます。

「帯広の森」で調査をおこなうにあたり、帯広市のご協力により調査地・材料の提供をして頂きました。帯広市都市建設部みどりの課の職員の方々に、感謝申し上げます。そして、研究報告会などを通じていつも変わらぬ熱意をもって、意見や激励を下さる帯広の森づくり活動団体の皆さんには、大変感謝しています。エゾリスの会・三日市則昭さん、伊藤育子さん、池田亨嘉さん、橘豊さん、会員の皆さん、森の回廊@十勝・磯野照弘さん、堤公宏さん、会員の皆さん、サポーターの会・丸山勝さん、小原和弘さん、会員の皆さん、美幌報徳会・北野治義さん、会員の皆さんをはじめ、帯広の森の関係者の方々にお礼を申し上げます。

さらに、帯広畜産大学の学生には、真夏の長時間の現地調査の補助や調査データのパソコン入力など、調査研究に大きく貢献して下さいました。卒業生の三浦華織さん、宮崎杏花音さん、小川龍之介さん、腰山智子さん、藤本周さん、山神まいさん、在学生の鈴木智之さん、村上董さん、岩部梨沙さん、駒村莉子さん、佐々木里菜さん、芹澤健さん、石橋奏枝さん、入江瑞生さんにお礼を申し上げます。また、ゼミや普段の学生生活のなかでの時間を共にし、心の支えとなってくれた平田研究室の学部学生の皆さんにお礼を申し上げます。

最後に、帯広での14年間の生活、そのなかでの進学、就職などを暖かく見守り、いつも応援してくれた、新潟県柏崎に住む父、母、兄には感謝の気持ちでいっぱいです。私が熱意をもって研究に取り組むことができたのは、父、母が自分たちのやるべきことに熱心に取り組む姿を、幼い頃から見てきたからだと思います。今なお、課題に取り組み続けている両親の生き様に少しでも近づけるよう、私も自分のやりたいことに向き合い続けて生きていきたいと思っています。

皆さまのこれからのますますのご発展とご健闘をお祈り申し上げながら、心から謝辞を述べさせていただきます。本当にありがとうございました。

2020年3月

宮崎 直美

引用文献

- 荒井裕二・米林 伸 (2011) 放棄水田に侵入したハンノキの生残に対する巻き枯らしの効果. 地球環境研究, 13: 101-105.
- 浅野貞夫・桑原義晴 (1990) 日本山野草・樹木生態図鑑—シダ類・裸子植物・被子植物 (離弁花)—. 全国農村教育協会, 664 pp.
- Bellingham, P.J. and Sparrow, A.D. (2000) Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89: 409-416.
- Bond, W.J. and Midgley, J.J (2001) Ecology of spring in woody plants: the persistence niche. *Trends. Evol.*, 16: 45-51.
- 近松美奈子・夏原由博・水谷康子・中村彰宏 (2002) 都市林に造成された人工ギャップがチョウ類の種組成に及ぼす影響. 日本緑化工学会誌, 28(1): 97-102.
- del Tredici, P. (2001) Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *Bot. Rev.*, 67: 121-140.
- 傳甫潤也・岡村俊邦・堀岡和晃・田代隆志 (2011) 北海道自然堤防帯における河畔林の現状と管理方針の提案. 応用生態工学, 14(1): 45-62.
- 藤原道郎・岩崎 寛・大藪崇司・澤田佳宏 (2007) 名勝に指定されている海岸クロマツ林におけるクロマツ大径木の樹齢と年輪成長. 海岸林学会誌, 6(2): 19-22.
- 藤巻裕蔵・戸田敦夫 (1981) 北海道十勝地方の鳥類 2. 帯広市の都心部とその周囲の鳥類. 山階鳥類研究所研究報告, 21(1): 76-83.
- 藤森隆郎 (2006) 森林生態学—持続可能な管理の基礎—. 全国林業改良普及協会, 480 pp.
- 藤本征司 (1993) 1977年有珠山噴火後の森林植生の14年間の推移—特に高木類の対応パターン—. 日本生態学会誌, 43: 1-11.
- 藤原宜夫・山岸 裕・村中重仁 (2002) 都市緑化樹木によるCO₂固定量の算定方法に関する研究. 日本緑化工学会誌, 28(1): 26-31.
- 服部 保・南山典子・川村真紀子・小野由紀子・石田弘明 (2003) 照葉人工林の種多様化に関する研究. ランドスケープ研究, 66(5): 509-512.
- 服部 保・小野由紀子・鍛冶 清・石田弘明・鈴木 武・岩崎正浩 (2001) 臨海部における照葉人工林の種多様性と種子供給源の関係. ランドスケープ研究, 64(5): 545-548.
- 平田令子・伊藤 哲・山川博美・重永英年・高木正博 (2012) 造林後5年間の下刈り省略がヒノキ苗の成長に与える影響. 日本森林学会誌, 94(3): 135-141.
- 北海道森林管理局. (更新: 2014年2月28日) “イラスト樹木図鑑”. 北海道森林管理局ホームページ. <http://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/siretoko/watch/illust/zukan.html> (参照: 2019年11月21日).
- 北海道水産林務部林務局森林計画課. (更新: 2018年12月14日) “森林調査簿”. 北海道水産林務部林務局森林計画課ホームページ. <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/srk/OPD.htm> (参照: 2019年11月30日).

- 井戸里奈・肥後陸輝（2017）都市近郊二次林下層の稚樹・実生の生育状況にもとづく推移過程の予測. 中部森林研究, 65: 17-20.
- 市村恒士・黒澤和隆（2005）都市林の二酸化炭素固定効果に関する研究—北海道帯広市「帯広の森」を事例として—. 日本建築学会環境系論文集, 597: 81-87.
- 五十嵐恒夫・矢島 崇・松田 彊・夏目俊二・滝川貞夫（1987）カラマツ人工林の天然下種更新. 北海道大学農学部演習林研究報告, 44(3): 1019-1040.
- 飯田佳子・山川博美・野宮治人・安部哲人・金谷整一・正木 隆（2017）4年生スギ人工林におけるスギの樹高と雑草木からの被圧に与える地形の影響. 日本森林学会誌, 99(3): 105-110.
- 石田 仁（2000）光環境が温帯林主要樹種の更新樹の分布と伸長成長に及ぼす影響. 富山県林業技術センター研究報告, 13: 1-96.
- 井藤宏香・伊藤 哲・塚本麻衣子・中尾登志雄（2008）照葉樹二次林における林冠構成萌芽株集団の動態が林分構造の変化に及ぼす影響. 日本森林学会誌, 90(1): 46-54.
- 伊藤 哲（1996）樹木の萌芽の生理学的機能の解明による適正な森林動態制御に関する研究. 宮崎大学農学部附属演習林報告, 13: 1-76.
- 環境省（2012）生物多様性国家戦略2012-2020—豊かな自然共生社会の実現に向けたロードマップ—. 生物多様性センター, 252 pp.
- Kennard, D.K., Gould, K., Putz, F.E., Fredericksen, T.S. and Morales, F. (2002) Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in tropical dry forest. *For. Ecol. Manag.*, 162: 197-208.
- 北原文章・渡辺直史・光田 靖・山川博美・酒井 敦・垂水亜紀（2013）スギ植栽木の成長と下刈り対象木の競合状態との関係. 森林応用研究, 22(1): 1-6.
- 清野嘉之（1990）ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. 森林総合研究所研究報告, 359: 1-122.
- 小池孝良（1988）落葉広葉樹の生存に必要な明るさとその生長に伴う変化. 林木の育種, 148: 19-23.
- 小池孝良・市栄智明・北岡 哲・北尾光俊（2004）落葉広葉樹の個葉の光合成特性と樹冠部の光合成機能. 地球環境, 9(2): 191-202.
- 小松直哉・小堀洋美・横田樹広（2015）大都市近郊の住宅地域における生態系管理のための市民科学の活用. 景観生態学, 20(1): 49-60.
- 小見山章（1989）落葉広葉樹二次林の樹齢構成とその再生過程. 日本林学会誌, 71(9): 374-379.
- 小見山章・鶴飼奈美・加藤正吾（2001）上層木の開葉フェノロジーが林内に移植したツリフネソウの伸長成長に与える影響. 森林立地, 43(1): 17-21.
- 今 博計・明石信廣・南野一博・倉本恵生・飯田滋生（2013）北海道中央部の広葉樹林に隣接するトドマツ人工林での種子散布. 日本生態学会誌, 63(2): 211-218.

- 今 博計・沖津 進 (1995) 浅間山麓と戸隠山麓に分布するハルニレ林の構造と更新. 千葉大学園芸学部学術報告, 49: 99-110.
- 紺野康夫 (1993) 十勝の森林と草原. 十勝大百科事典刊行会編, 十勝大百科事典. 北海道新聞社, pp. 100-101.
- 紺野康夫・平工哲夫 (1996) 帯広の森内につくられた記念の森における針葉樹の生育と林床植生. 帯広畜産大学学術研究報告 自然科学, 19(4): 243-250.
- 國崎貴嗣 (2013) 巻き枯らし間伐がスギ若齢人工林の林内光環境と林床木本組成に及ぼす影響: 岩手県における事例. 森林計画学会誌, 46(2): 67-74.
- 草下正夫 (1968) 林地地床群落とその遷移. 雑草研究, 7: 12-16.
- 李 宙営 (2005) 臨海埋立地に植栽後 23 年経過した植栽林における植生構造の多様性と実生出現の規定要因. 都市公園, 171: 86-90.
- 李 宙営・細野哲央・藤井英二郎・中村俊彦 (2007) 人工照葉樹林の構造発達における落葉樹の役割. ランドスケープ研究, 70(5): 429-434.
- Lee, J. and Fujii, E. (2007) Natural regeneration and environmental factors within small-scaled gaps in urban afforestation. *J. Jpn. Soc. Reveget. Tech.*, 33(1): 47-52.
- 前中久行 (1989) エコロジー緑化. 亀山 章・三沢 彰・近藤三雄・輿水 肇編, 最先端の緑化学. ソフトサイエンス社, pp. 285-294
- 真鍋 徹・山本進一・千葉喬三 (1991) 攪乱跡地におけるヒサカキの実生定着と萌芽再生. 日本緑化工学会誌, 17(1): 27-36.
- 松井理生・後藤 晋・岡村行治 (2004) エゾリスとアカネズミによるオニグルミ核果の捕食および貯食行動. 森林立地, 46(1): 41-46.
- 宮崎直美 (2010) 帯広の森における植物種多様性と人々との関わり, 帯広畜産大学修士論文, 82 pp.
- Moore, S. E. and Allen, E. L. (1999) *Plantation Forestry*. In: *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems* (eds. Hunter, M. L. Jr.) pp. 400-433, Cambridge University Press, Cambridge.
- 森本淳子・梶原一光・志田祐一郎 (2014) 倒木残置した人工林風倒地における林冠の有無が微細地形の物理環境と植物の定着に与える影響. 日本緑化工学会誌, 40(1): 124-129.
- 森本幸裕 (2005) 万博記念公園の森—郷土の森再生—. 森本幸裕・夏原由博編, いのちの森—生物親和都市の理論と実践—. 京都大学学術出版会, pp. 303-323.
- 森本幸裕・小林達明 (2007) 最新環境緑化学. 朝倉書店, 234 pp.
- Muraoka, H., Hirota, H., Matsumoto, J., Nishimura, S., Tang, Y., Koizumi, H. and Washitani, I. (2001) On the convertibility of different microsite light availability indices, relative illuminance and relative photon flux density. *Func. Ecol.*, 15(6): 798-803.
- 村岡裕由・鷲谷いづみ (1999) 保全生態学のための光環境測定・評価方法と光環境からみたマイヅルテンナンショウの生育適地の評価. 保全生態学研究, 4(1): 33-55.

- 中島敦司・養父志乃夫・山田宏之・駒走裕之 (1998) 湾岸工場地での「エコロジー緑化」植栽地における施工 18 年目の林分構造. ランドスケープ研究, 61(5): 505-510.
- 夏原由博・國友淳子・山崎一夫 (2000) 大阪府内の都市人工林における実生の種組成. 日本緑化工学会誌, 25(4): 607-610.
- 新島善直 (1940) カシハの造林学的研究. 北海道林業試験場報告, 13: 1-113.
- 帯広の森 20 周年記念実行委員会 (1995) 帯広の森 20 年史帯広の森—私たちと森づくり—. 帯広の森 20 周年記念実行委員会・20 年史編纂委員会, 255 pp.
- 帯広の森 40 周年記念事業実行委員会 (2015) 帯広の森—私たちと森づくり Vol.3—. 帯広の森 40 周年記念事業実行委員会, 79 pp.
- 帯広市. (更新: 2019 年 11 月 18 日) “みんなで創ろう! 帯広の森”. 帯広市ホームページ. <https://www.city.obihiro.hokkaido.jp/toshikensetsubu/midorinoka/d070202obimori.html> (参照: 2019 年 11 月 30 日).
- 帯広市. (更新: 2019 年 11 月 18 日) “おびひろのプロフィール”. 帯広市ホームページ. https://www.city.obihiro.hokkaido.jp/seisakusuisinbu/kouhoukouhouka/c010101obihiro_purofiru.html (参照: 2019 年 11 月 30 日).
- 帯広市都市開発部公園緑地課 (1975a) 帯広の森計画基礎調査報告書. 帯広市, 79 pp.
- 帯広市都市開発部公園緑地課 (1975b) 帯広の森造成計画書. 帯広市, 58 pp.
- 帯広市都市建設部みどりの課 (2010) 帯広の森木質バイオマス賦存量調査業務報告書. 帯広市, 347 pp.
- 帯広市都市建設部みどりの課 (2017) 帯広の森森づくりガイドライン. 帯広市, 57 pp.
- 帯広市緑化環境部公園と花の課 (2003) 帯広市緑の基本計画. 帯広市, 162 pp.
- 帯広市緑化環境部みどりと花の課 (1994) 帯広の森利活用計画報告書. 帯広市, 48 pp.
- Oliver, C. D. and Larson, B. C. (1990) Forest Stand Dynamics. 467 pp. McGraw-Hill, Inc., New York.
- 大内正伸 (2002) 鋸谷式 新間伐マニュアル. 全国林業普及協会, 67 pp.
- Quin, H., Klinka, K. and Sivak, B. (1997) Diversity of the understory vascular vegetation in 40 year-old and old-growth forest stands on Vancouver Island, British Columbia. J. Veg. Sci., 8: 773-780.
- 斎藤新一郎 (1982) ミズナラの播種の深さ別試験. 日本林学会北海道支部論文集, 30: 108-110.
- 斎藤新一郎・宮木雅美 (1984) オニグルミの播種の深さ別試験. 日本林学会北海道支部論文集, 32: 219-222.
- 齋藤智之・清和研二・西脇亜也・菅野 洋・赤坂臣智 (2000) ブナ天然林におけるギャップ周辺の光環境とチマキザサの分布. 日本林学会誌, 82(4): 342-348.
- 坂本圭児 (1984) 植栽された照葉樹林の更新に関する基礎的研究—林床の実生個体群—. 緑化研究, 6: 36-49.

- 坂本圭児 (1985) 植栽された常緑広葉樹林におけるアラカシ実生個体群の動態 一大阪, 万博記念公園の更新について. 緑化研究, 7: 179-190.
- 佐々木剛・森本幸裕・今西純一 (2007) 施工後 30 年経過した大規模造成樹林地の林分構造と土壌条件. ランドスケープ研究, 70(5): 413-418.
- 佐藤孝夫 (2017) 増補新装版北海道樹木図鑑. 亜細亜社, 351 pp.
- Seiwa, K. (1988) Advantages of early germination for growth and survival of seedlings of *Acer mono* under different overstorey phenologies in deciduous broad-leaved forests. J. Ecol., 86(2): 219-228.
- 総務省統計局. (更新: 2019 年 10 月 26 日) “平成 28 年経済センサス—活動調査”. 総務省統計局ホームページ. <https://www.stat.go.jp/data/e-census/2016/index.html> (参照: 2019 年 11 月 30 日).
- 塩田麻衣子・中村彰宏・松江那津子 (2004) 植生管理を行った都市内の人工照葉樹林と都市近郊二次林における木本実生の種多様性. 日本緑化工学会誌, 30(1): 116-120.
- 田端敬三・森本幸裕 (2012) 都市内再生林の造成後早期に侵入定着した木本実生の生長特性. ランドスケープ研究, 75(5): 431-434.
- 只木良也 (1977) 森林の生態学 (II). 砂防学会誌, 30(2): 32-40.
- 高橋久美子 (2001) 臨海埋立地環境保全林の密度管理. 千葉県林業試験場研究報告, 10: 17-32.
- 田中淳夫 (2003) 注目される間伐の新技术, 「巻き枯らし」. 農林経済, 9517: 2-6.
- 田中ゆり子・城田徹央・木村 誇・岡野哲郎 (2011) 冷温帯上部に植栽されたカラマツ人工林林床における落葉広葉樹 12 種の展葉パターンの違い. 信州大学農学部 AFC 報告, 9: 1-10.
- Tang, Y., Washitani, I., Tsuchiya, T. (1988) Fluctuation of photosynthetic photon aflux Density within a *Miscanthus sinensis* Canopy. Ecol. Res., 3(3): 253-266.
- 梅澤弘一 (2011) 十勝地方の耕地防風林の適正更新に関する研究. 岩手大学大学院連合農学研究科博士論文, 172 pp.
- 薄井五郎 (1990) 海風環境下における天然生樹木の生態と砂防的応用. 北海道立林業試験場報告, 28: 1-53.
- 若原正博 (1993) 十勝のカシワ林. 十勝大百科事典刊行会編, 十勝大百科事典. 北海道新聞社, pp. 103-105.
- 鷲谷いづみ (2005) 森林の再生と天然力. 森林環境研究会編, 森林環境. 森林文化協会, 2005: 198-202.
- 山川博美・重永英年・荒木眞岳・野宮治人 (2016) スギ植栽木の樹高成長に及ぼす期首サイズと周辺雑草木の影響. 日本森林学会誌, 98: 241-246.
- 山本進一 (1987) 芽生えの定着様式—実生の個体群統計学—. 北方林業, 39(4): 97-101.
- 安江 恒 (2012) 年輪から読む樹木・森林・環境のうごき—樹木年輪年代学の応用—. 森林科学, 65: 54-59.

要旨

1970年代以降、都市での環境保全を果たす役割として都市人工林が注目されてきた。都市人工林は、自然性の高い森林の再生が目指され、天然更新による維持が求められている。国内冷温帯での落葉広葉樹人工林、常緑針葉樹人工林の更新においても、木本実生の生育の基本的な情報を収集・蓄積するとともに、地域にあわせた都市人工林の更新管理を図ることが重要である。本研究では、北海道十勝地方の都市公園「帯広の森」内の植栽後30年以上が経過した落葉広葉樹人工林（以下広葉樹林）、常緑針葉樹人工林（以下針葉樹林）を対象として、都市人工林での木本実生の侵入定着過程の把握と天然更新を促進する管理方法の提案をおこなうことを目的とした。

木本実生の侵入定着過程で、年齢組成を明らかにするため、木本実生の地際直径および樹高と樹齢との関係から樹齢推定式を得る方法を検討した。広葉樹林および針葉樹林で、木本実生は地際直径および樹高と樹齢実測値との間に相関関係が認められた樹種では、樹齢推定が可能であった。その相関係数には、ほとんど差はなかったため、地際直径だけで簡便な樹齢推定が可能と考えられた。以下調査では、地際直径による樹齢推定式を用いて年齢組成を把握した。

木本実生の「現在」の侵入定着過程の検討では、広葉樹林および針葉樹林に調査区を設置し、木本実生（7年生以下）の年齢組成に影響を与える林内環境の要因を分析した。針葉樹林調査区では、当年生～7年生まで各20本以上の計227本が生育していた。林分構造には高い立木密度で高木層が形成され、高さ1.3m以上の定着状態に達した木本実生が低木化していた。高さ1.3mおよび0.0mの夏の光量は5.6%以下であった。林床優占種はみられなかった。針葉樹林調査区は、高木層の高い立木密度や常緑性の性質などによる暗い光環境下で、林床優占種が出現しないことで、多くの木本実生が生育していると考えられた。広葉樹林調査区では、ほとんどが当年生および1年生である計102本の個体がみられた。林分構造は高木層の立木密度が針葉樹林調査区の約2分の1と低い状態で、定着状態に達した木本実生はほとんどみられず、夏の光量は針葉樹林調査区よりもやや明るかった。林床にはミヤコザサが優占していた。広葉樹林調査区の低い立木密度のみの単純な構造の光環境下では、ミヤコザサが優占し、多くの木本実生の生育が阻害されていると考えられた。

木本実生の「過去」の侵入定着過程の検討では、調査区ごとの木本実生（8年生以上）の年齢組成を把握し、調査区と同じ遷移系列上にある林分の構造と林床植生から過去の林内環境を推測し、木本実生の侵入定着過程に影響を与えた林内環境の要因を分析した。針葉樹林調査区では、植栽後15年以降に自然侵入した個体が多くみられ、樹高1.3m以上の定着状態で低木化していた。同系列上の林分調査の結果では、人工林は植栽後15年で林冠閉鎖し、林床優占種が後退するのに合わせて、林床で多くの木本実生の生育が始まっていたことが把握された。これらの結果から、針葉樹林調査区は、林冠閉鎖後に林内の光量が減少し、林床優占種のミヤコザサは優占せず、木本実生の定着が進行したと考えられた。一方、

広葉樹林調査区では、木本実生は6本で、定着状態の個体は1本のみであった。同じ遷移系列上の林分調査の結果では、林内の光量が上昇したままであると、林床優占種が出現し、木本実生の定着が阻害されたと考えられた。これらの結果から、広葉樹林調査区では、林冠閉鎖後に植栽木のハルニレと混植したイヌエンジュが枯死したことで、植栽木の減少割合が高い状態となり、明るい林床でミヤコザサが優占し、ほとんどの木本実生の定着が阻害されたと考えられた。

これまでの結果を活用して、林冠閉鎖後の高木層の閉鎖状況に着目して、木本実生の侵入定着過程パターンをモデル化した。広葉樹林調査区および針葉樹林調査区とも、植栽木の減少割合が低い場合には、林床優占種は出現せず、木本実生の定着が進行する。一方で、植栽木の減少割合が高い場合、林内の光量の上昇が大きいことで、林床優占種が出現する。針葉樹林調査区は常緑性のため、ギャップが修復すれば、林床優占種はおさまり、木本実生の定着は林内全体で進む。しかし、広葉樹林調査区では、一旦ミヤコザサが林床全体で優占すると、多くの木本実生の生育が阻害される。木本実生の定着、低木化が林内で進行するには長期間を要することが予想された。

木本実生の侵入定着過程モデルに基づき、高木層の管理に着目した天然更新を促進する管理方法の検討をおこなった。広葉樹林および針葉樹林ともに、林冠閉鎖後の植栽木の減少割合が低い場合には、間伐によるギャップを小規模に留め、林床優占種を出現させないことが重要であると考えられる。植栽木の減少割合が高い場合には、必要以上の間伐はおこなわず、高木層のギャップの修復を進行させたほうが良い。ただし、広葉樹林では補植などによって、低木層の形成を人工的に促す必要があると考えられた。

以上の結果から、落葉広葉樹人工林および常緑針葉樹人工林では、林冠閉鎖後の高木層の動態に伴う光環境の変化が林床優占種の有無を左右することで、木本実生の侵入定着過程に大きな影響を与えることが認められた。したがって、林冠閉鎖後の高木層の管理に着目し、林内の光量を調整するような間伐や補植をおこなうことによって、天然更新の促進を実現できることが期待される。