

修 士 論 文

題 名 榛名山の里山地域に自生する野生植物の保護増殖方法に関する環境科学的研究

学籍番号 S1810004

氏 名 管 雪

指導教員名 石川 真一 教員

令和2年 3月 4日 提出

概 要

生物の進化の過程で多様化していった生物の種の中には、人間活動によって絶滅の危機に瀕しているものがあり、国際自然保護連合(IUCN)が 2012 年にまとめたレッドリストによると、評価対象とした脊椎動物約 3 万 6 千種、無脊椎動物約 1 万 3 千種、植物 1 万 5 千種などのうち 30%以上が絶滅のおそれがあるとされている。

里山とは一般に、農業が行われている里地と、林業などで利用されている山が隣接した地域のことを指す。二次林・耕作地・ため池・集落などで構成されており、植物種の多様性が高く、絶滅危惧種・希少種を含む多くの在来種が生育している。しかし、近年、農業の衰退などによって、在来植物種は衰退が危惧されます。2010 年 10 月に開催される「生物多様性条約 COP10 名古屋会議」を契機に、日本は「SATOYAMA イニシアティブ」と呼ばれる生物多様性保全政策を実施していくことになった。この政策実現のためには、里山における生物多様性の現状の解明が必須であり、特に里山の生物多様性が高い理由の学術的解明、および絶滅危惧種・希少種の増殖方法の確立が急がれる。

本研究では群馬県で長期間里山として維持管理されている地域（西榛名・北榛名）において、植物多様性がどうやって形成されるのかを、生育環境の多様性と植物の分布および種子生産・発芽・成長特性の多様性の関係を解析することによって考察する。そして代表的な絶滅危惧・希少植物種（エゾカワラナデシコ、オミナエシ、絶滅危惧種 B、絶滅危惧種 A など）について発芽実験・栽培実験を行い、発芽特性、生長特性の解明を行った。

本研究により、榛名山一帯には、絶滅危惧種 A をはじめとする多数の絶滅危惧・希少植物種が生育できる良好な里地・里山地域が存続していることが明らかになった。そして、現地調査によって、西榛名地域では、23 種の希少種および絶滅危惧種を含む在来種 71 種の生育が確認され、植物種多様性の高い地域であることが判明した。絶滅が危惧されている および の開花個体調査では、毎年同多数の開花個体が確認されていることから、良好な生育環境が維持されていると推察される。本研究および以前から行われている現地モニタリング調査によって、当地域が国内でも有数の絶滅危惧種 A の自生地であることがさらに詳細に解明された。西榛名地域ではこれまでのモニタリング調査結果とほぼ同等の開花株数が確認され、北榛名地域の CN 寺沢川 1～3 においては新たなエリアを調査し、多くの開花個体を確認することができた。ただし、草木の繁茂が著しい地点や傾斜の厳しい川沿いの崖付近など調査が行えなかったエリアもあり、今後も新たな開花株が確認される可能性がある。

絶滅危惧種 A の花柱構成比および等花柱花の出現には、採取年や採取地点の違いによって結果に差異が認められた。花柱構成比については、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 寺沢川、CN 十二が原墓場では長花柱花と短花柱花の割合はおおよそ 1 : 1 であったが、西榛名地域の CN 新産地 1、2 では、1 : 1 から大きく外れた。等花柱

花はCN寺沢川3では確認できなかったものの、それ以外の地点では一定数確認されており、絶滅危惧種Aの遺伝的多様性や種子生産が低下していなくとも等花柱花は存在することが明らかになった。

絶滅危惧種Aの結実率については、正常結実と散布済みの割合を併せると、2018年および2019年いずれの年の調査においても、種子が採取できなかったCN新産地1、2を除く全ての地点で30%を超えた。一方で、2018年調査ではほとんどの地域で未熟の割合30%以上となり、草本の繁茂などによる光環境の劣化で種子の成熟が阻害されていると懸念される。実際、2018年産の絶滅危惧種A種子は、生残検定においても冷湿処理においても、ほとんど発芽しなかった。

絶滅危惧種Aの種子の生存検定の結果から、 -80°C の冷凍保存によって種子の発芽率を大きく損ねることなく長期保存が可能であることが明らかになった。ただし、さらに冷凍保存年数が経過しても有効性が保たれるのかは未知数であり、今後も実験を続け冷凍保存効果の検証を続ける必要がある。

また絶滅危惧種Aの種子に対する、 4°C の冷蔵保存および2回の冷湿処理の結果から、種子の発芽可能期間=生存期間は2年程度と非常に短く、永続的な土壌シードバンクを形成しないことが強く示唆された。したがって、冷凍保存による人工的なシードバンクを確立することは、絶滅危惧種の保全に非常に重要なことと考えられる。ただし、冷湿処理だけでは全ての種子の休眠は解除できず、その他の要因の存在や、冷湿処理期間の不足などが考えられる。以上のことから、自生地において絶滅危惧種Aの種子の多くが発芽しないまま死亡していると考えられる。したがって、絶滅危惧種Aの孤立や分断を防ぎ、種子の生産が毎年確実に行われるように、今後も自生地環境の保全を行う必要がある。

榛名山一帯には、コナラやハルニレなど落葉広葉樹の植林地が広がっており、本種はこうした春に非常に明るく、その後樹木の展葉によって中程度の被陰を受ける場所でしばしば生育が確認された。したがって、今後も落葉広葉樹の植林地の管理を継続し維持することが、本種の保全には重要であると考えられる。絶滅危惧種Aが現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大した場合、気温が高くなるので生長が促進されるものと考えられる。しかし、本研究における発芽実験の結果から、冬季の短縮が起これば、冷湿処理がかりにくくなり、発芽に少なからず影響があると考えられる。すなわち、発芽期における気温上昇により、休眠する種子が増え、発芽に至る種子が少なくなるものと考えられる。また他の植物との競合により被圧されると光環境が悪化し、本研究で明らかになったように、生長が阻害される。以上の結果から、絶滅危惧種Aが現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大することは、生態学的には非常に難しく、里山保全や地球温暖化の防止など、人為的な保全対策が不可欠と考えられる。

絶滅危惧種B、オミナエシは $25/13^{\circ}\text{C}$ 区〜 $30/15^{\circ}\text{C}$ 区で最も相対生長速度が高くなったこ

とから、本質的な高山植物ではない可能性がある。実際、この2種は「秋の七草」であり、かつては人里近くに自生していた植物である。エゾカワラナデシコおよびマツムシソウも同様の結果が得られたが、この2種は標高の低い地域での自生報告はない。

絶滅危惧種 B、オミナエシが群馬県内において、現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大した場合、気温が高くなるので、本研究で明らかになったように、生長が促進されるものと考えられる。しかし、本研究における発芽実験の結果から、冬季の短縮が起これば、冷湿処理がかかりにくくなり、発芽に少なからず影響があると考えられる。すなわち、発芽期における気温上昇により、休眠する種子が増え、発芽に至る種子が少なくなるものと考えられる。また他の植物との競合により被圧されると光環境が悪化し、本研究で明らかになったように、生長が阻害される。以上の結果から、絶滅危惧種 B、オミナエシが群馬県内で現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大することは、生態学的には非常に難しく、里山保全や地球温暖化の防止など、人為的な保全対策が不可欠と考えられる。

櫻井（2018）によると、榛名公園は、戦前および戦後は畑や牧草用草原として利用されてきた。その後次第に利用されなくなり、ミズナラなどの樹木が生長して点在し、ビッチュウミヤコザサが大繁茂し優占している部分が拡大している。当地は観光用に時折下草刈りが行われており、これが原因で多数の植物が生育していると考えられる。しかし今後さらにササや樹木が拡大すると、これらの植物の生育に大きく影響を及ぼす可能性がある。したがって、今後もある程度の頻度で下草刈り管理が継続して行われることが、これらの植物の保護保全には重要であると考えられる。

目 次

1.はじめめに.....	1
1.1 里山とは.....	1
1.2 里山の現状.....	2
1.3 里山の保全.....	3
1.4 生物多様性.....	5
1.5 生態系サービス.....	5
1.6 生物多様性の危機.....	7
1.7 生物多様性の保全.....	8
1.8 生物多様性条約.....	10
1.9 ミレニアム生態系.....	11
1.10 生物多様性国家戦略 2012-2020.....	12
1.11 レッドリスト・データブック.....	13
1.12 SATOYAMA イニシアティブ.....	14
1.13 ホットスポット.....	17
1.14 モデル植物としての絶滅危惧種 A.....	18
1.15 本研究の目的.....	21
2.調査地概要.....	22
2.1 西榛名地域.....	22
2.2 北榛名地域.....	22
2.3 県立榛名公園.....	23
3.材料および方法.....	24
3.1 植物相・開花個体数調査.....	24
3.2 発芽実験・栽培実験.....	24
3.2.1 材料植物.....	24
3.2.2 種子発芽の冷湿処理・培養温度依存性.....	25
3.3 異なる環境下における栽培実験.....	26
3.3.1 前栽培と初期サンプリング.....	26
3.3.2 絶滅危惧種 A の種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響.....	27
3.3.3 洗浄剤による種皮の非親水性除去.....	28
3.3.4 ジベレリン処理による強制休眠解除実験（生存検定）.....	28

3.4 冷湿処理による休眠解除実験.....	29
3.5 絶滅危惧種 A の花柱構成比.....	29
3.6 絶滅危惧種 A の結実率調査.....	30
3.7 生長解析.....	31
3.8 統計解析.....	32
4.結果および考察.....	33
4.1 植物相・絶滅危惧種個体数調査.....	33
4.2 希少種の開花株数および分布.....	34
4.2.1 絶滅危惧種 A の花柱型の構成比および分布.....	37
4.2.2 絶滅危惧種 A の結実率.....	39
4.2.3 絶滅危惧種 A の結実率と等花柱花.....	40
4.3 絶滅危惧種 A の種子発芽特性.....	41
4.3.1 ジベレリン処理による強制休眠解除（生存検定）.....	41
4.3.2 冷凍保存の影響.....	41
4.3.3 冷湿処理による休眠解除.....	42
4.4 異なる相対光量子密度で培養した絶滅危惧種 A の生長解析.....	43
4.5 異なる温度条件で栽培した絶滅危惧種 A の生長解析.....	44
4.6 榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布地域・西榛名地域.....	44
4.7 榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布地域・北榛名地域.....	45
4.8 榛名公園に自生する植物の種子発芽の冷湿処理・温度依存性.....	46
4.9 榛名公園に自生する植物を異なる相対光量子密度で栽培した生長解析.....	49
4.10 榛名公園に自生する植物を異なる温度条件下で栽培した生長解析.....	51
5.総合考察.....	56
6.謝辞.....	60
7.引用文献・web ページ.....	61
8.写真・表・図.....	63

1. はじめに

1.1 里山とは

1970年代に森林生態学者の四手井綱英により、寺町によって記された自然と人間の相互作用を表す里山の概念が復活させられ、村里に近いヤマ（農用林）を指す言葉として提案された。つまり、里山とは当初は農用林や薪炭林として利用されていた林野を意味していた（齊藤ら 2012）。

しかし、過去 50 年間で身近な農村景観の減少に伴ってそうした自然保全への意識が高まるようになると、この言葉がもともとの意味を超えて農村社会だけでなく一般市民を含めてより広い意味で使われるようになった。また、学術的にも農用林、草地、農地、集落などの農村景観要素の相互関係の重要性が認識されるようになり、農用林だけでなくこれらの景観要素をセットで、つまりランドスケープとして理解していくことがより重視されるようになった（齊藤ら 2012）。

このような農村景観をまとめて「里地」と呼び、林としての「里山」と区別するという提案もある。また、狭義の里山を「里山林」とし、多様な農村景観要素のセットとしての広義の里山を「里やま」と区別している文献もある（齊藤ら 2012）。

従来、多くの団体や個人が、それぞれの専門領域や関心に基づいて里山を定義する試みがなされてきた。里山を雑木林や二次林などの生態系として定義する場合がある一方、人間の居住地も含む地方のランドスケープとして定義しているケースもある（大住・深町 2001）。

生態学者の田端英雄氏は『里山の自然』のなかで、トンボ類やカエル類の産卵場所や生活場所を調査した結果、「林やそれに隣接する水田や畑と畦、ため池や用水路などがセットになった自然を里山と呼ぶ」としている。すなわち、本来の農用林野という狭義の里山だけではなく、それと隣接し深い関係をもつ耕地や水路や屋敷地も含めた農村環境を指している。これは里山の生物にかぎらず、人間の生活や農業、民話や童謡の舞台になっているのも、このいわば「里山地域」である（犬井 2002）。

里山は、現代ではかなりの多義性をもった言葉であるが、それが人間の手によって管理された自然、すなわち「二次的自然」をおもな構成要素としている点は大多数の認めるところであろう。二次的自然は、大規模な開発によって失われるが、他方で、放置したままでは自然が変質してしまう。里山が里山らしくあるためには、伝統的な農の営みで見られたような「管理」を通じての適正な人間の関与が必要とされる。里山の自然の豊かさは、本来の自然の多様性に加えて、人間の営みにより、いっそうその多様性が増しているのである（武内 2001）

里やまの景観は、地形や水系の制約のうえに農作業の利便を考慮して定められた植生配置であり、もちろん野生生物の保全を意図したものではない。しかし、鎮守の森などの老齢林を核とし、その周辺に若い二次林を配置して外部からの周縁効果を軽減しながら、さらにそこから耕作地に樹林帯を伸ばすなど、野生生物にとっても好都合な植生配置がみられる。鎮守の森の神秘性あるいは水源海養機能を維持しようとする知恵が、結果として地域の生物多様性を守ってきた（石井 2005）。

1.2 里山の現状

およそ近世から 1960 年代までの 400 年間、農家は地域の生物資源生産に大きく依存してきた。すなわち樹林地・農地において、大気中から得られる二酸化炭素や雨から得られる水などを原料として、太陽からの放射エネルギーを化学エネルギーに変換することによって、有機物が生産される。このいわば自然エネルギーを用いた植物工場によって生産される生物資源のうち、穀物・野菜は食糧として、作物残滓や里山の下草や落葉は飼料や肥料、燃料として、里山で成長する木材は建築材として利用されていた。ところが 1960 年代以降、燃料革命、肥料革命が広まり、また円高の定着、貿易自由化という流れのなかで、外国産の木材や家畜飼料の輸入が急増した。結果として、今日、農家はかろうじて米・野菜の生産の場としての農地との関わりを維持しているが、1960 年代以前に存在していた燃料、肥料、飼料、建築材の供給源としての里山の意義は薄れている（恒川 2001）。

里山のおもな要素のひとつであるコナラ二次林のような雑木林は、地域差はあるがかつては薪炭林・農用林としてそして現在はおもにシイタケ原木林として人間活動によって維持されてきた二次林である（もちろん、現在でも薪炭林や農用林として使っている地域もある）。このような二次林は、里山に本拠を置く動植物の生息地としてその重要性が認められているにもかかわらず、近年住宅整備やゴルフ場建設などの開発行為によって最も改変が進んだ植生でもある。とくに、東京など大都市近郊の台地や丘陵地では、1960 年代前半からの高度成長に伴い、かつての薪炭林、農用林を伐り開いて宅地やゴルフ場などが開発されてきた。また、過去 20 年間で残存している雑木林についても農村の過疎化や高齢化が進むにつれて放置され、その結果竹林が拡大し、常緑樹が増加してそれまで普通に観察できた林床の草本植物が減少するなど変化が著しい。つまり、従来は農家によって維持管理されてきた二次林が、農家だけでは維持できなくなっている（齊藤ら 2012）。

1955 年頃までの里山林は数年に 1 回の下刈り（柴刈り）と 8〜25 年に 1 回の皆伐が行われていた。これらの作業によって、伐採後の切り株段階から 7〜8m 程度の伐採前の低林（高木の低い状態を維持している林までのさまざまな林齢の林分によるパッチワーク状の里山林景観が維持され、高林（高木を本来の高さで維持している林や照葉樹林への遷移が抑制

されていた。里山林が放置されて 40 年近く経過した現在、樹冠を形成する高木層は発達し、20m 近くの高さに達している林分も見られる。林齢の差による各林分の相観に差が認められなくなり、パッチワーク状の里山林景観は消失した（服部 2005）。

三田市フラワータウン内の里山孤立林を 1997 年から 1998 年に調査した石田弘明氏の結果では、22 種、2385 個体の植物の侵入が認められた。外来種を放置すると、在来種の生育空間を奪い、生態系に大きな変化を与える。また在来庭園植物の場合も自然分布との区別ができなくなったり、交雑による遺伝的な攪乱などの問題が発生する可能性が高い。里山林近くの公園、緑地（100 m 以内）では緑化木、庭園木として郷土種、郷土個体を使用するか、種子繁殖力のない、あるいは低い種（キンモクセイ、ジンチョウゲなど）の使用などの対策が将来必要となる可能性がある（石井 2005）。

1.3 里山の保全

「保全」は、これまでさまざまな意味を込めて用いられてきた。すなわち、自然とその要素に対する多様な行為、すなわち、保護、維持、再生、持続可能な利用などを広くさす用語として使われてきた。「それは静止した状態の維持ではなく、変化を上手に管理することである。例えば、植生の保全は目前にある植生そのものの保全ではなく、その動態を保全する試みである」とはビケットらの見解である。また、ジョーダンとは、「保全は環境あるいは自然資源およびそれらが含む価値を損なったり、消耗させたり、絶滅させたりすることのないように管理するという哲学である」と定義している（鷲谷 2016）。

住宅地開発などによって二次林などの里山の分断化や消失が進行している。また、里山の主要な景観構成要素であるコナラ林などの雑木林は、薪炭林や農用林としての利用価値が低下したため、下刈りや落ち葉かきなど、雑木林を維持するための管理作業が行われなくなった。このため、遷移の進行によって、常緑広葉樹が増加したり、竹やササ類が繁茂した林が多くなり、それに伴う生物相や生態系の変化が指摘されるようになった。しばらく管理が行われずに放置されている里山の場合は、里山管理を再開するために新たな管理の担い手を確保し、永続的に管理が続けられるようなしくみを構築することが必要となる（石井 2005）。

管理を再開する際には、長い間放置されたため、管理されていたときには生育した植物がすでに消失している場合も多くみられる。しかし、植物によってはシードバンクとして種子が休眠状態で地中に残っている場合もあり、この場合は落ち葉かきなどの管理を再開することによって、再出現する可能性がある。

なお、このようなシードバンクの存在は、田畑周りにみられる刈りとりが停止された草原の復元でも期待できるが、管理を行うと同時に生物モニタリングを行い、現場に即して対応することが肝要である。

生物多様性国家戦略では、里やまの変質に伴う生物多様性の減少が指摘されている。現在の里やまは、身近な自然としてふれあいの場であると同時に、希少たあるいは絶滅の危機に瀕した生物の生育・生息場所である。このため、里やまは、環境教育やレクリエーションとして利用する場合でも生物の生育・生息条件の確保を前提とした利用をすることが求められる。生物の生息状況をつねに把握ながら、里やまを賢く利用することが求められている（石井 2005）。

里山保全活動グループは、1980-90年代にかけて各地で誕生してきた、現在では500を超えると思われるグループが活動して、個別に情報交換を行っている。こうした状況のなかでは、全国的なパートナーシップ組織をつくり、学習、情報交換を行うことが重要になっている。里山保全活動における全国規模のパートナーシップは、1992年に「全国雑木林会議」が、翌93年に「森林と市民を結ぶ全国の集い」が発足したことがはじまりである。雑木林を中心テーマに年1回の会議を行っている。全国レベルでのかたい組織はつくらず、開催地はまちまわりである。これまでに9回会議が行われている。ここで議論されるおもなテーマは、雑木林の整備手法、パートナーシップ、森林レクリエーション利用などである（武内 2001）。

森と市民を結ぶ全国の集い

全国実行委員会と開催地の実行委員会の共同作業により開催するもので1993年から行われている。年1回の「集い」をまちまわりで行っている。おもなテーマは里山のほか、スギ、ヒノキ林業、後継者問題、海外ボランティア活動、森林のバイオマス利用、林業政策など、多方面にわたっている（武内 2001）。

よこはまの森フォーラム

第6回の全国雑木林会議を機に結成された組織である、横浜市都筑区を中心とする6グループの集合体である「港北ニュータウン緑の会」、24力所の「横浜市民の森」ほか、横浜市内で活動しているグループが連合している。活動としては、単独グループの支援、講演会の開催、技術研修などを行っている（武内 2001）。

フォレスト21

国有林をフィールドにした森林育成の技術習得のフィールド実習組織である。1994年に神奈川県から発足した。フォレスト21 SAGAMIでは、haのヒノキ林伐採跡地にさまざまなタイプの森林を育成しており、各地で活動する市民参加グループのほか、フィールドをもたない個人が参加している。ここでは企業や学校などの団体実地体験指導も受け入れている。このほか大阪でも活動が行われている（武内 2001）。

バアビ連活動

全国の森林関係技術者や研究者、学生の里山保全のための実習研修組織である。毎年1-2回、森林レクリエーション、森林バイオマス利用、市民向けの木材搬出実習、ビオトープ

づくり、森林バイオマス利用の暖房システムといったテーマで実地研修を開催している（武内 2001）。

このような活動の成果やグループで培われた里山に対する知見を外に発信することは重要である。同時に、他のグループからの情報を取り込むことも重要である（武内 2001）。

1.4 生物多様性

「生物多様性」という概念は、1980年代にアメリカでつくられたとされている。最初に、「保全生態学」という分野がつくられ、その後、「生物多様性」という概念が誕生した。「保全生態学」は、地球の様々な生物学的な多様性の減少を明らかにするだけではなく、その環境を元に戻すための手法を開発して推奨することを使命として、1980年代につくられた実践的な学問の分野である。種の絶滅の危機と多様性の危機という問題が提起され、「保全生態学」が確立した後、「生物多様性」という概念が前面に出るようになった（草刈 2010）。

「生物多様性」は、種の多様性、種内の多様性（同じ種のなかの地域集団の多様性と集団内の個性の多様性）、生態系の多様性（さまざまな種や環境要素がつくるシステムの多様性）を含むものとして定義されている（鷲谷 2010）。

草刈秀紀氏は『生物多様性の基礎知識』の中で、「生物の多様性」は、一般的に複数の側面があるため、標準的な定義というものはなく、大きくは、次の三つが考えられています。一つ目が最も簡単な定義として「生物学的な構造の全ての段階における生命の多様性」です。二つ目が「異なる生態系に存在する生物間での相対的な多様性の尺度」。この定義の「多様性」は、遺伝子の多様性、種の多様性、および生態系の多様性を含みます。三つ目が「ある地域における遺伝子・種・生態系の総体」この定義の長所は、実態をうまく表しているように思われることと、生物多様性として定義されてきた三段階の切り口を統一的に扱えることにあります。地球的な視点から言えば、生物多様性とは地球上のいは種内でも、遺伝子がさまざまな多様性を見せることを遺伝子の多様性と言います（草刈 2010）。

1.5 生態系サービス

生物多様性が、生態系の働きを通じて人間社会にもたらす利益価値を適切に認識するため、1980年代にアメリカの生態学研究者デイリーらは、生態系サービス ecosystem services の概念を提案した、その後、生態系サービスは、生態学のみならず、環境経済学の用語としても広く用いられるようになった生態系サービスは、生態系がそのさまざまな機能を通じて人間に提供する物質的、経済的、社会的、精神的なあらゆるサービスを意味する。人々の幸福な生活は、多様な生態系サービスが過不足なく、またバランスよく提供されてはじめて成り立つ、ところが、いずれのサービスもが十分に提供されていときにその大切さに気づくのは難しい、必要としている生態系サービスを得ることが難しくなっている

要さに気づくのが常である。現代の都市生活のように、遠く離れた場所で生み出される生態系サービスに依存している場合には、生態系の働きについて実感すること自体が難しい。多様な生態系サービスを持続的に供給する生態系は、その中に、働き方（機能の異なる多様な種群（機能群）を含む、それらは、それぞれの機能を通じて異なるサービスに寄与する（鷲谷 2016）。

自然林には、高木層から地表近くの下層までの何層かからなる葉層の階層構造が発達している。森林の上層に葉を展開する樹木は明るい環境で旺盛に成長するが、低木層をつくる植物は木漏れ日の弱い光を利用して光合成を行う。光利用特性の異なる種群が共存することで、森林に降り注ぐ太陽光は無駄なく利用される。また、土壌表層に根を広げる種群と土壌のより深い層に根を伸ばす種群が共存すれば、水や栄養塩が無駄なく利用できる。自然林にはそれぞれの階層に多様な植物が生育しており、生物間相互作用を介して多様な昆虫や動物、分解者である微生物などに餌やすむ場所を提供している。それら多様な種群がかかわり合いながら、多様で複雑な機能を生み出す。生物多様性は、生態系サービスの安定的な供給にも重要である。同じ機能群に属す種が複数存在すれば、何らかの理由で種の絶滅が起こっても、同じ機能群の他の種が、代わってその役割を担うことができる（代替性）性質の異なる生態系が組み合わされた複合生態系は、それぞれの生態系に含まれる機能群が異なり、異なる生態系サービスのセットを提供できる。例えば、日本の里地里山のように、水田、水路、溜池、異なるタイプの樹林、草原など、多様な生態系が組み合わされて存在すれば、より多くの生態系サービスのセットを提供することができる（鷲谷 2016）。

国連ミレニアム生態系評価（MA）によると、生態系サービスとは、大気の浄化、水源の涵養、土壌保持、自然災害の緩和、病虫害・疫病の抑制、CO₂の吸収・固定、気候の安定、農水産物を含めた生態系の保持、さらには農林水産業・食品・工業製品の原材料やエコシステムの資源、そして景観的・審美的価値や宗教的・倫理的価値など、人間が自然界から享受しているさまざまな財やサービスのことをいう。「自然の恵み」あるいは「生命の恵み」と言い換えることもでき、供給サービス、調整サービス、文化サービス、そしてそれらの元となる基盤サービスの4つに整理される（日比・千葉 2010）。

すべての生態系サービスの人間による利用は、急速に増加している。今回のミレニアム生態系評価で調査された生態系サービスのうち、約60%（24のサービスのうち15）は、悪化しているか、または持続不可能な状態で利用されている（これらには調整サービスと文化的サービスの70%が含まれている）。十分な情報が得られた24の供給、文化的、調整の生態系サービスのうち、20のサービスの利用が増え続けている。サービスの利用の一つである漁獲はいまや減少し続けているが、それは過去数十年にわたる魚の乱獲による魚類資源量の減少に起因している。別の二つのサービス（木質燃料と繊維）は、入り交じっ

た傾向を示している。繊維の利用には、増加しているタイプもあるが、減少しているタイプもある。木質燃料の場合は、最近、利用がピークになっている兆候がある。人間は、生産地域の拡大あるいは技術投入によって、農業、牧畜、水産養殖という三つの生態系サービスの生産を増やしてきた、以前は、森林伐採が炭素放出源であったが、最近、温帯林の再拡大もあり、炭素固定サービスが地球規模で増強されてきている。供給サービスの半数(11のサービスのうち6)と調整および文化的サービスの70%(13のサービスのうち9)は、悪化しているか、持続不可能な状態で利用されている(Millennium Ecosystem Assessment 2007)。

1.6 生物多様性の危機

現在、地球の生物多様性は地球生命史上もっとも速いスピードで失われており、その絶滅のスピードは自然界で起こる絶滅の1000倍ともいわれている)。2009年11月3日に国際自然保護連盟(IUCN)から発表された絶滅の恐れのある野生生物のリストである「レッドリスト2009」では多くの種が絶滅危惧種指定され、またFAOの2005年の統計などによれば、熱帯地方を中心に毎年約1300万haの森林が失われ、世界の主要な造礁サンゴは4分の1が著しい破壊の危機にある。さらに、世界中の多くの地域が「生物多様性ホットスポット」とされていることを見ても、生物多様性の危機的状況は窺える。生物多様性ホットスポットとは、「地球規模での生物多様性が高いにもかかわらず、破壊の危機に瀕している地域」のことであり、1500種以上の固有植物種を有するがその70%以上が本来の生息地を喪失している地域を指す。ホットスポットは1988年にイギリスの生物学者ノーマン・マイヤーズ博士が世界中で優先的に保全すべき地域を特定するための概念として提唱したものであり、CIはマイヤーズ博士と協働して2000年に25カ所をホットスポットとして特定し、それ以来地球規模での生物多様性保全戦略の軸としてきた。2004年には世界中から約400名の専門家の協力を得てホットスポットの再評価を行い、計34カ所に改めた。この34地域の総面積は地球上の陸地面積のわずか2.3%だが、ここに全世界の50%の維管束植物種と42%の陸上脊椎動物種が生存している(日比・千葉2010)。

「生物多様性国家戦略2012-2020」の中で、原因や影響のタイプによって、人間活動の負の影響を4つに整理したものが、生物多様性「4つの危機」である。

第1の危機(開発など人間活動による危機)

第1の危機は、開発や乱獲など人が引き起こす負の影響要因による生物多様性への影響である。沿岸域の埋立などの開発や森林の他用途への転用などの土地利用の変化は多くの生物にとって生息・生育環境の破壊と悪化をもたらし、鑑賞用や商業的利用による個体の乱獲、盗掘、過剰な採取など直接的な生物の採取は個体数の減少をもたらしました。中でも、干潟や湿地などはその多くが開発によって失われました。また、河川の直線化・固定

化やダム・堰などの整備、経済性や効率性を優先した農地や水路の整備は、野生動植物の生息・生育環境を劣化させ、生物多様性に大きな影響を与えました。

第2の危機(自然に対する働きかけの縮小による危機)

第2の危機は、第1の危機とは逆に、自然に対する人間の働きかけが縮小撤退することによる影響である。里地里山の薪炭林や農用林などの里山林、採草地などの二次草原は、以前は経済活動に必要なものとして維持されてきた。こうした人の手が加えられた地域は、その環境に特有の多様な生物を育ててきた。また、氾濫原など自然の攪乱を受けてきた地域が減り、人の手が加えられた地域はその代わりとなる生息・生育地としての位置づけもあったと考えられる。しかし、産業構造や資源利用の変化と、人口減少や高齢化による活力の低下に伴い、里地里山は、自然に対する働きかけが縮小することによる危機が継続・拡大している。

第3の危機(人間により持ち込まれたものによる危機)

第3の危機は、外来種や化学物質など人間が近代的な生活を送るようになったことにより持ち込まれたものによる危機である。まず、外来種については、マングース、アライグマなど、野生生物の本来の移動能力を越えて、人為によって意図的・非意図的に国外や国内の他の地域から導入された生物が、地域固有の生物相や生態系を改変し、大きな脅威となっている。化学物質については、20世紀に入って急速に開発・普及が進み、現在、生態系が多くの化学物質に長期間ばく露されるという状況が生じている。化学物質の利用は人間生活に大きな利便性をもたらしてきた一方、中には生物への有害性を有するとともに環境中に広く存在するものがあり、そのような化学物質の生態系への影響が指摘されている。

第4の危機(地球環境の変化による危機)

第4の危機は、地球温暖化など地球環境の変化による生物多様性への影響である。地球温暖化のほか、強い台風の頻度が増すことや降水量の変化などの気候変動、海洋の一次生産の減少及び酸性化などの地球環境の変化は、生物多様性に深刻な影響を与える可能性があり、その影響は完全に避けることはできないと考えられている。(環境省・生物多様性国家戦略 HP)。

生物多様性に及んでいる危機とその原因を、今科学的に証明するだけの基礎資料に欠けるが、たとえば絶滅危惧種に現れている現象をモデルにした解析で、地球規模で生じている問題は明らかにされつつある。地球に持続性を論ずるなら、今この問題から目を逸らすわけにはいかない。問題点の指摘がより明確になされ、生物多様性に及んでいる危機の実態がより広く知られることが緊急の課題である(岩槻 2010)。

生物多様性の保全

生物多様性は、それを構成する要素が多様であるだけでなく、それらを結ぶ生物間相互

作用のネットワークはさらに多様で複雑に絡み合っている。したがって、ある程度地域を限ったとしてもその全容を科学的に把握することは事実上不可能に近い。そのような指標として特定の種を利用する保全アプローチは種アプローチ、それに対して生態系そのものに視点をおいたアプローチは生態系アプローチと呼ばれる。

特定の種に注目したこのような保全手法は、「種アプローチ」と呼ばれる。個別の種の繁殖を保障するための条件だけを考えても、必ず、遺伝子から景観まで、全ての生物学的階層で問題を捉えることが必要となってくる。種の衰退や絶滅可能性の問題を、遺伝子から景観までの各階層で捉え、分析し、対策を立てることが種アプローチである。

指標として取り上げる種を適切に選べば、種アプローチは、生態系の構造や機能を広く保全するという目標に対応するアプローチにもなりうる。その場合には、生態系全体を視野に入れ、性格の異なる複数の種を指標として選択する必要がある。種アプローチは、特定の種の生活の視点から出発しながらも、他種とも共通な物理的環境条件や生物間相互作用のネットワークへの配慮を介し、生態系を視野に入れた保全へとつながる（鷲谷 1999）。

他方、未知の部分の大きい生態系や生息・生育場所、あるいはこれまでに人為的干渉の少ない原生的な自然については、そこに含まれる個別の種に目を向けるのではなく、生態系そのものをまるごと保護する「生態系アプローチ」が保全手法としては現実的である。それは、特別な管理を施すことなしに単に人為を排しておけば維持できるような生態系が対象となる場合、あるいはかなり広大な面積を保護区として設定することが可能な場合に、計画の段階では有効なアプローチであるが、管理やモニタリングをどのようにすべきかという点では難しさが残る（鷲谷 1999）。

管理や復元などにおいては、多くの場合、具体的なモニタリングの対象として種・個体群、あるいは植生などに注目することがどうしても必要となる。生物の実体抜きに、無生物的環境や物理的プロセスのモニタリングだけ行っても、「生物多様性の保全」という目標に照らした評価を行うことは難しいからである（鷲谷 1999）。

生態学者鷲谷いづみ氏・武内和彦氏・西田睦氏らは「生態系へのまなざし」のなかで、絶滅危惧種の保全には、継続的なモニタリングを行い、問題が深刻化した場合に時機を逃さず緊急対策を実施することが必須である。環境省のレッドリスト掲載種をみても、その多くは、生態的な現状が十分には把握されているとはいえない。すべての種について、客観的で科学的な現状のモニタリングを実施し、回復計画を策定する必要がある。モニタリング、回復計画の策定、計画の順応的な実施などは、仮説検証サイクルによって進められる科学的な研究として取り組む必要があり、それとかわる研究はもとより、計画や報告などの文書についても、科学的なピアレビューを受けたうえで広く公表するようにすべきであろう。絶滅危惧種の保全は科学にもとづき社会から支持される実践として、科学性と透明性の両方を高めるための仕組みが保障される必要がある。一方、研究者は、そのよう

な具体的な課題に取り組むことを科学の発展の契機として活かす努力をすることが必要であろう。科学と実践の適切な相互作用を確立できるかどうか、絶滅危惧種の保全が成功するか否かの鍵を握っているといえるからである（鷲谷・武内・西田 2005）。

1.8 生物多様性条約

生物多様性条約（正式名称：生物の多様性に関する条約：Convention on Biological Diversity (CBD)）がつくられた背景は、1970 年代後半に、野生生物の一種の絶滅が過去にない速度で進行し、その原因となっている生物の生息環境の悪化や生態系の破壊に対する懸念が深刻なものとなってきたことによる。

希少種の取引規制や特定の地域の生物種の保護を目的とする既存の国際条約（ワシントン条約、ラムサール条約、ボン条約（移動性野生動物種の保全に関する条約））を補完し、生物の多様性を包括的に保全し、生物資源の持続可能な利用を行うための国際的な枠組みを設ける必要性が国連において議論されるようになった。

1987 年の国連環境計画（UNEP）管理理事会の決定によって設立された専門家会合における検討と 1990 年 11 月以来 7 回にわたり開催された政府間条約交渉会議における交渉を経て、1992 年 5 月 22 日、ナイロビ（ケニア）で開催された合意テキスト採択会議において「生物の多様性に関する条約（生物多様性条約）」は、コンセンサス（合意）により採択された。

1992 年 6 月 3 日から 14 日までリオデジャネイロにおいて開催された国連環境開発会議（UNCED）における主要な成果として「気候変動に関する国際連合枠組条約」とともに生物多様性条約が会議中に署名のため開放され、6 月 13 日日本も署名した。生物多様性条約は、1993 年 12 月 29 日に所定の要件（発効要件、改正手続き、署名、受諾等）を満たし発効されました。生物多様性条約は、2010 年 1 月現在 193 ヶ国が加盟しており、正に地球規模の条約である（草刈 2010）。

締約国会議とは、加盟国が集まって定期的に行われる国際会議のことで、気候変動枠組条約は、毎年開催されるのに対して、生物多様性条約の締約国会議は、2 年に 1 度開催されます。締約国会議は、生物多様性条約の最高意思決定機関となっている。また、枠組条約としての役割の一つが法的拘束力のある議定書となる。カルタヘナ議定書も議定書に署名した国々が集まる締約国会議が同じ時期に開催される。

生物多様性条約の基本となるのが条約の三つの目的である。第一の目的は「生物の多様性の保全」、次に「生物多様性の構成要素の持続可能な利用」そして「遺伝子資源の利用から生ずる利益の公正で公平な配分」である。これらの目的を基本として、各締約国に課せられている生物多様性国家戦略の策定や保護区の設置とモニタリング、生息地や生息地外における保全、持続可能な利用の政策への取り組みや利用に関する伝統的・文化的な行

いを進めることが上げられる。また、遺伝資源を保有している国に主権を認め、資源利用による利益を資源提供国と資源利用国が公正かつ公平に配分することや研究と訓練、公衆のための教育と啓発活動の奨励、バイオテクノロジーによる操作生物の利用や放出のリスクを規定する手段を確立することなどが求められている（草刈 2010）。

1.9 ミレニアム生態系評価

大規模な地球規模の生態系のアセスメントとしては、2001年から2005年にかけて国連主導で実施されたミレニアム生態系評価 millennium ecosystem assessment : MA がある。MA は、国連のイニシアチブのもと、世界資源研究所、国連開発計画、国連環境計画、世界銀行などの国際機関、世界の95か国の国々1360名の各分野の専門家が参加して2001年から2005年にかけて実施された。

ミレニアム生態系評価（MA）においては、生態系サービスを「人間の豊かで幸せな暮らし human well-being」（ここでは便宜的にそれを「人間の幸福」と表現）とともに分析の中心においた。適切な政策と実践（生態系管理）を通じた生態系プロセスへの干渉は、生態系の劣化の進行をくい止め、人々にとって必要な生態系サービスが提供される望ましい状態に生態系を回復させ、人間の幸福の増進をもたらすうえで意義が大きいと考えられる。そのためには、いつ、どのような干渉を生態系に与えるべきかを知る必要がある。そのための確かな科学的知識体系をつくることがMAの目的の1つである（鷲谷 2016）。

MAでは、中長期的な生態系、サービス、駆動因の変化を予測するために4つのシナリオを設定した、シナリオは社会的・生態学的な将来展望の記述であり、多様な分野の専門家が参加するパネル討議を通じて選択された。「ますますグローバル化する現在の傾向をよしとするか」あるいは、「地域の価値や地域での活動を重視するか」という選択肢に加えて、「経済成長を優先するか」、「公共の福祉や予防的アプローチによる生態系保全を重視するか」といった選択肢を組み合わせることで4つのシナリオを作成した。

4つのシナリオにおけるそれら選択肢にかかわる基本的政策ならびに特徴と予測された生態系サービスへの影響は次の通りである（鷲谷 2016）。

世界協調 global orchestration

グローバル化、経済成長、公正を重視。経済のグローバル化および社会政策の充実が各国特に発展途上国における主要な戦略となるとしたシナリオ、発展途上国に生み出される富が環境の整備の手段を与え、深刻化する環境問題に若干の対処がなされる。このシナリオでは、多くの貧しい国々で概して福祉は向上するが、2050年までにいくつかの生態系サービスは低下（鷲谷 2016）。

力による秩序 order from strength

地域、国家安全保障、経済成長を重視。安全や防衛を重視し、地域ごとに断片化した世界、保護貿易が優先させられ、セキュリティシステムに巨額の投資がなされる。豊かな国は、貧困、抗争、環境劣化、生態系サービスの劣化などを障壁の外へ、すなわち力のない国へのしわ寄せによって解決しようとする中で、国家間の貧富の差はあっという間に拡大、多くの生態系サービスが低下（鷲谷 2016）。

順応的モザイク adapting mosaic

地域での適応政策や順応的なガバナンスを重視。地域、特に流域での政治的、経済的な活動を重視し、生態系管理戦略と社会制度を強化、生態系の機能やその適切な管理に向けた理解を深め、管理に必要な知識を増やすことに重点的な人的、社会的投資がなされる。生態系に関して学ぶことに対する努力がなされる一方で、人智の及ばない事柄に備える「謙虚さ」が順応的な生態系管理の特徴であり、不測の事態が社会に与えるインパクトが他のシナリオに比べて小さい、地域差はあるものの、2050 年までには環境を現在よりはずっと適切に生態系を管理できるようになっており、生態系サービスは 4 つのシナリオの中で最もよく維持されると予測された（鷲谷 2016）。

テクノガーデン technogarden

グローバル化、グリーンテクノロジーを重視。財産権システムおよび生態系サービスの価値を重視する政策によってグローバル化とテクノロジーに強く依存し、工学的管理によって生態系サービスを維持する世界、生態系の問題に対しては、科学技術と市場を用いて、生態系サービスの確保のための手段は環境工学的なテクノロジー、工学的官理による生態系サービスの供給は高い水準に達するが、サービスの制御的狭い範囲内で最適化されるため不測の事態に対処できず、生態系のリエンスが失われて生態系サービスの提供が滞ったり停止するリスクがある（鷲谷 2016）。

1.10 生物多様性国家戦略 2012-2020

生物多様性基本法第十一条（生物多様性国家戦略の策定等）では、「政府は、生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する施策の総合的かつ計画的な推進を図るため、生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する基本的な計画を定めなければならない」とある。日本は、1995 年に最初の生物多様性国家戦略を策定し、これまでに 4 度の見直しをしている。

2010 年 10 月に開催された生物多様性条約第 10 回締約国会議（COP10）で採択された愛知目標の達成に向けた日本のロードマップを示すとともに、2011 年 3 月に発生した東日本大震災を踏まえた今後の自然共生社会の在り方を示すため、「生物多様性国家戦略 2012-2020」を 2012 年 9 月 28 日に閣議決定している。

この戦略の一つ目のポイントは、愛知目標の達成に向けた日本のロードマップを提示し

ていること。愛知目標の達成に向けた我が国のロードマップとして、年次目標を含めた我が国の国別目標（13 目標）とその達成に向けた主要行動目標（48 目標）を設定するとともに、国別目標の達成状況を測るための指標（81 目標）を設定している。二つ目のポイントは、2020 年までに重点的に取り組むべき施策の方向性として「5 つの基本戦略」を設定していること。これまでの生物多様性国家戦略の 4 つから、新たに科学的基盤の強化に関する項目を追加していて、（1）生物多様性を社会に浸透させる（2）地域における人と自然との関係を見直し・再構築する（3）森・里・川・海のつながりを確保する（4）地球規模の視野を持って行動する（5）科学的基盤を強化し、政策に結びつけるという 5 つの基本戦略となっている。三つ目のポイントは、今後五年間の政府の行動計画として約 700 の具体的施策を記載し、50 の数値目標を設定していることである（環境省 HP）。

戦略計画 2011-2020 では、2050 年までの長期目標(Vision)として、「自然と共生する」世界を実現することが掲げられている。それは、「2050 年までに、生物多様性が評価され、保全され、回復され、そして賢明に利用され、そのことによって生態系サービスが保持され、健全な地球が維持され、すべての人々に不可欠な恩恵が与えられる」世界である。また、2020 年までの短期目標(Mission)として、生物多様性の損失を止めるために効果的かつ緊急な行動を実施することが掲げられている。これは、2020 年までに、回復能力のある生態系と、そこから得られる恩恵が継続されることが確保され、それによって地球の生命の多様性が確保され、人類の福利と貧困解消に貢献するためであるとされている。愛知目標は生物多様性条約全体の取組を進めるための柔軟な枠組みとして位置づけられ、締約国は世界全体での目標達成に向けた自国の貢献を考慮しつつ、各国の生物多様性の状況やニーズ、優先度等に応じて国別目標を設定し、各国の生物多様性国家戦略の中に組み込んでいくことが求められている（環境省 HP）。

1.11 レッドリスト・データブック

野生生物を絶滅させないためには、絶滅のおそれのある種の現状を的確に把握し、そのための対策をとったり、一般への理解を深める必要がある。絶滅のおそれのある種のリストを作成し、その生息状況を取りまとめ、編纂した本がレッドデータブック(RDB)である。

「レッド」は赤信号と同じ警告の意味をもっている。現在、世界的には国際 NGO である IUCN（国際自然保護連合）、日本においては環境省が中心となり、水産庁、各都道府県、そして NGO など個別にレッドデータブックをまとめている（生物多様性政策研究会 2002）。

日本初のレッドデータブックは、1989 年に日本自然保護協会と世界野生生物保護基金日本支部によって作成された。現在、国レベルの作成は環境省が行っている（星山 2011）。

レッドリストでは、生物多様性を保全するため、絶滅の危機に瀕している植物や動物の種を分析し、保護の優先度を識別するなどするために種を分類している。

分類では、すでに絶滅したと考えられる種を「絶滅 (EX: Extinct)」、飼育・栽培化であるいは過去の分布域以外に、個体（個体群）が帰化して生息している状態のみ生存している種を「野生絶滅 (EW: Extinct in Wild)」、ごく近い将来における野生での絶滅の危険性が極めて高いものを「絶滅危惧ⅠA類 (CR: Critically Endangered)」、ⅠA類ほどではないが、近い将来における野生での絶滅の危険性が高いものを「絶滅危惧ⅠB類 (EN: Endangered)」、絶滅の危険が増大している種。現在の状態をもたらした圧迫要因が引き続いて作用する場合、近い将来「絶滅危惧Ⅰ類」のランクに移行することが確実と考えられるものを「絶滅危惧Ⅱ類 (VU: Vulnerable)」、存続基盤が脆弱な種。現時点での絶滅危険度は小さいが、生息条件の変化によっては「絶滅危惧」として上位ランクに移行する要素を有するものを「準絶滅危惧 (NT: Near Threatened)」、基準に照らし、上記のいずれにも該当しない種を「軽度懸念 (LC: Least Concern)」、評価するだけの情報が不足している種を「情報不足 (DD: Data Deficient)」としている (IUCN 日本委員会 HP)。

環境省では、日本に生息する野生生物について、生物学的な観点から個々の種の絶滅の危険度を評価し、レッドリストとしてまとめている。動物については、哺乳類、鳥類、両生類、爬虫類、汽水・淡水魚類、昆虫類、陸・淡水産貝類、その他無脊椎動物の分類群ごとに、植物については、維管束植物、蘚苔類、藻類、地衣類、菌類の分類群ごとに作成している。

おおむね5年ごとに全体的な見直しを行っていて、平成24年度に第4次レッドリストを公表した。平成27年度からは、生息状況の悪化等によりカテゴリー（ランク）の再検討が必要な種については、時期を定めず必要に応じて個別に改訂することとしている。そこで、第1回改訂版として平成27年に環境省レッドリスト2015を第2回改訂版として、平成29年に環境省レッドリスト2017を、さらに第3回改訂版として環境省レッドリスト2018を公表した。レッドリスト2018においては、67種についてカテゴリーを見直したところ、レッドリスト2017より絶滅危惧種が41種増加し、合計3675種となった。既往のレッドリストと海洋生物レッドリストを合わせると、環境省が選定する我が国の絶滅危惧種は合計で3,731種となっている（環境省 HP）。

1.12 SATOYAMA イニシアティブ

SATOYAMA イニシアティブとは、世界の二次的自然地域において自然資源の持続可能な利用を実現するために、我が国で確立した手法に加えて、世界各地に存在する持続可能な自然資源の利用形態や社会システムを収集・分析し、地域の環境が持つポテンシャルに応じた自然資源の持続可能な管理・利用のための共通理念を構築し、世界各地の自然共生社会の実現に生かしていく取り組みである（渡辺 2010）。

このイニシアティブは、生物多様性の悪化傾向を止め、回復の方向に転換し、生物多様

性の恵みを将来にわたって人類が受け取ることができるようにするためには、原生的な自然の保全強化に加えて、長年にわたる人の暮らしや営みとのかかわりのなかで形成されてきた、都市や農山漁村を取り巻く広大な二次的な自然地域を対象として、人と自然の調和的な関係を再構築することが不可欠という考え方に基づいている。そして、「生物多様性の保全」と「持続可能な利用」というふたつの目的を同時に達成するための土地や自然資源の利用・管理のあり方を考え、世界各地域での実践を促進していくことを目指している（渡辺 2010）。

SATOYAMA イニシアティブでは、自然と共生的な社会のモデルとして、日本の里地里山における伝統的な自然 - 人間関係に注目した。里地里山では、かつて薪炭林、農用林、茅場などとして使われてきた里山を中心に、それらと連続して展開される耕作地、集落、ため池等のモザイク状の土地利用が機能的に結びついた複合的なランドスケープが形成されてきた。こうした里山ランドスケープは、何千年にもわたって多様な生態系サービスを提供してきた。土砂崩れなどの災害の防止、水資源の枯渇や土壌劣化の防止、自然資源の持続的な提供、農作物の花粉媒介、野生生物の生息場所の提供、郷土意識・文化の醸成など、様々な役割を果たしてきた。こうした人と自然の共生的関係は、日本だけでなくアジアや世界各地にみられ、それぞれの地域における呼び名をもっている。

日本では近年、農村の過疎化・高齢化、化石燃料や化学肥料の導入に伴う里山の放置が進行し、調和的だった里山ランドスケープの人と自然のバランスが壊れつつある。その結果、多くの動植物が絶滅の危機にあり、特有の文化も失われようとしている。一方、多くの途上国では人口の増加、食糧やエネルギー需要の増加に伴い、過剰な森林伐採や単一的なプランテーション開発などの土地利用が拡大し、自然と調和した資源利用の知恵やシステムの損失、生物多様性の劣化などの問題が生じている。SATOYAMA イニシアティブは、日本のランドスケープを他の地域に押し付けるものではなく、各地域の特徴を尊重しながら、国内外の自然共生の知恵や事例、課題を調査、収集、共有し、それらをふまえて、持続可能な自然資源の利用・管理を実現するための長期目標（Vision）、行動指針（Approach）、視点（Perspective）、そして、各地域の実情に応じて効果的に適用するための手順や方法を、多くの国々や多様なセクターの参加のもとに検討し、世界各地域での実践を推進していくものである（渡辺 2010）。

SATOYAMA イニシアティブでは、生物多様性が適切に保たれ、生態系サービスを将来にわたって安定的に享受できるような自然共生社会の実現を長期目標として掲げた。そして、その長期目標の達成に向けた道筋として、以下の3つの行動指針を掲げている。

1) 多様な生態系サービスの安定的な享受のための知恵の結集

近代科学技術による自然への介入は、局所的あるいは一時的な生産性の向上をもたらしたが、広域的、長期的に見ると、必ずしも良い影響のみを与えてきたとは言えない。農林

業などの自然資源の利用・管理が生態系の働きを活かして、自然と共生した循環的な方法で行われる必要がある。東南アジアで見られるホームガーデンでは、住居の周りに多種類の農作物や様々な高さの樹木の栽培、家畜の飼育などの複合的な土地利用がみられ、生態系サービスを最大限に持続的に得ている。こうした生態系サービスの安定的な享受のための知恵を結集し活用していくことが重要である。生態系の働きを活かし、地域内で自然資源を循環させるシステムは、気候変動の緩和と適応にも貢献する。

2) 伝統的知識と近代科学の融合

経験的、実践的、伝統的に継承されてきた自然資源の利用・管理に対する知識は、地域の自然的社会的条件に適した持続可能な利用・管理の方法や仕組みに対して重要な示唆を与える。これらの知識は、人と自然が対峙するのではなく、互いにつながりあっているという自然観に根ざしているものが多い。アジアの草原地帯には、土地の劣化状態をそこに生育する植物から読み取る地域住民の知恵があるが、その合理性を現代の科学で検証することにより、植物指標による土地劣化診断法が確立された。伝統的知識と近代科学の融合によって、現在の社会経済的状況や気候変動などの環境変化に適応した生産・管理システムへの発展を図ることが重要である。こうした考え方は、農業をはじめ地域産業の生産性の向上を通じて、食料危機への対応や貧困の削減にも貢献する。

3) 新たなコモンズ（共同管理の仕組み）の構築

日本では、かつて地域コミュニティにより共同で行われてきた自然資源の利用・管理の仕組みが、中山間地域などでのコミュニティの衰退に伴い失われつつある。持続可能な利用・管理のためには、自然 - 人間関係だけでなく、良好な人間関係や社会の仕組みが必要である。生態系サービスの恩恵を受ける都市の住民や企業も含め、生態系サービスの利益と負担をより広域の様々な主体間で共有する新たなコモンズの構築が求められる。さらに、これらの3つの行動指針のもとに、各地域の現場で持続可能な土地や自然資源の利用・管理を実践していく手順や方法を考えるうえで重要な点を様々なタイプの事例の分析を通じて検討してきた。その結果、SATOYAMA イニシアティブは、現場での実践に当たっての視点として、

- ①地域のランドスケープの特徴を理解し、地形、土壌、気候といった面から環境容量や自然復元力を評価して、その範囲内で利用・管理を行う。
- ②自然資源の循環に留意した利用・管理を行う。
- ③地域の伝統・文化を尊重・評価し、今日の自然的・社会経済的状況に適合させる。
- ④生態系サービスの恵みを受ける圏域の多様な主体の参加・連携による土地と自然資源の共同利用と管理の仕組みを構築する。
- ⑤経済的・技術的な支援、人材育成、新たな資源価値の創出などを通じて、社会・経済・文化の面から、地域社会の福利の向上に貢献する。

の5つをあげている。

世界各地域での実践を促進するためには、持続可能な土地や自然資源の利用・管理に関心を持つ、政府、地方自治体、市民社会、企業、NGO、教育・研究機関、国際機関などで構成されるパートナーシップの形成が重要である。パートナー間の協力や情報共有の仕組みとして、既にインターネット上にポータルサイトが立ち上げられている（渡辺 2010）。

1.13 ホットスポット

ホットスポットとは、「地球規模での生物多様性の価値が高いにも拘わらず、破壊の危機に瀕している地域」のことであり、1988年にイギリスの生物学者ノーマン・マイヤーズ博士が、優先的に保全・保護すべき地域を特定するためのコンセプトとして提唱したものがある。その後、国際環境NGOであるコンサベーション・インターナショナルとマイヤーズ博士が中心となり、世界各国の専門家の参加を得ながら世界各地の生物多様性の調査・分析が進められ、現在では日本列島を含む世界34ヵ所が、地球規模での生物多様性保全のために優先的に保全すべき地域となっている。

ホットスポットは、34ヵ所全体でも全地表面積のわずか2.3%（インド亜大陸とほぼ同等の面積）を占めるにすぎませんが、全植物種の約50%、全脊椎動物種の約42%、絶滅の危機にある哺乳類、鳥類、両生類各種の75%が生息し、その保全が緊急を要することから、「生物多様性の救命治療室（ER）」ともいわれている（草刈 2010）。

生物多様性は、人間が生物的、経済的、精神・文化的に生存していくために必要不可欠な生態系サービスを生み出す源泉であり、いまやその便益は、それを生み出す生態系のある特定地域にだけでなく、グローバルに恩恵がもたらされています。その一方で、生物多様性の構成要素（遺伝子、生物種、生態系）は、地球上には均等に分布していないという特徴をもちます。ホットスポットは急激にうしなわれつつあり、かつ地球上に不均等に分布する生物多様性を後世に引き継ぐために、限りある保全のための資源（資金、人的資源、時間）をより効率的・効果的に利用し、実質的な生物多様性保全を実践していくための「戦略」である（草刈 2010）。

ホットスポットの分布を見ると、まず、動物、植物とも地域固有種の多い南西諸島などの島嶼や、高山、奥山の自然地域にRDB種が多く分布している。また、平地から丘陵地にかけての農地や二次林など、人の生活域に近い場所に多く分布していることが注目され、水系をまとまりとした分布も多く見られる。動物・植物とも同様の分布パターンを示しているが、動物より植物の方が標高の低い地域に固まって分布している。

平地から丘陵地にかけてのホットスポットは、水田や二次林などが分布する都市と、奥山の中間に位置する里地里山などのいわゆる中間領域である場合が多く、確認されているRDB種はメダカやギョウなど比較的広域に分布する種で、環境悪化により減少した種が

多い傾向にある。また、水系沿いのホットスポットで確認されている RDB 種は、希少な淡水魚類や氾濫原の植物などが多い。今後、健全な生態系を維持・回復し生物多様性を確保するためには、捕獲や採取の規制等により、RDB 種を種として保存することに加え、ホットスポットを面的に保全するための対策が必要であると考えられる（生物多様性政策研究会 2002）。

1.14 モデル植物としての絶滅危惧種 A

群馬県内の里山地域

榛名山は戦前には全山が農地または薪炭林・採草地として利用されており、広い部分が植生区分としては荒地であった（昭和4年帝國陸軍謹製地図）。戦後植林や公園管理が行われている、いわば全山が里山あるいは自然再生地である。2006年以降の群馬県自然環境調査研究会の調査（群馬県自然環境課より委託）により、植物多様性の非常に高いホットスポットが複数地点確認された。このため2013年から、榛名山一帯を「群馬県生物多様性モニタリング調査」地域に指定し、継続調査を行うこととなった。

1.15 本研究の目的

本研究では、里山地域で減少傾向にある植物種の保護・保全、および増殖方法を、種別に確立するため、群馬県内に現在も残っている里山地域において、生育環境の多様性と植物の分布の関係、および里山に生育する代表的な植物の種子生産・発芽・生長特性を解析する。

北榛名、県立榛名公園といった長期間里山として維持管理されている地域において、植物相調査を行って里山地域における植物の生育状況の現状を解明する。里山地域は、人の手が加わっているという点において、いわゆる原生の自然とは全く異なる。そのような定期的に人の手が加えられ、維持・管理されている地域には、多くの絶滅危惧種や希少種が生育していることが確認されている。しかし近年里山地域では、高齢化・人口減によって耕作放棄された土地が増加し、またそうした土地に太陽光パネルを設置されるなどあらたな開発行為により、植物の生育環境が破壊されたり、減少したりしている。これらの状況下で、絶滅危惧種や希少種の生育状況の現状を解明することは、里山地域における生物多様性の保全対策を検討するために必須である。

次に、西榛名地域、北榛名地域、県立榛名公園に代表される植物（絶滅危惧種 A、オミナエシ、絶滅危惧種 B など）について種子生産・発芽・生長特性の解明を行った。

これらの結果から、減少傾向にある植物種の保護・保全、および増殖方法を種別に確立するための発芽条件、栽培条件を解明する。

なお保護上の理由により、本研究結果の一部を非公開としている。また盗掘防止の観点から、一部の種名および調査地の詳細な呼称の公表を控え、調査に用いているコードネームを使用し、正確な種名と位置が特定されないように配慮した。

本研究の一部は佐久間澄香氏との共同研究である。このため本稿に記載された西榛名地域に関する結果の一部は、佐久間澄香氏の卒業論文（2018）と重複している。

2. 調査地概要

2.1 西榛名地域

西榛名地域は、群馬県の榛名山西麓に位置し、東吾妻町と高崎市の一部を含む調査地である。海拔は 450-800m、標高は 400-800m で、大部分は農耕地と二次林が集落に隣接して立地している（石川ら 2008）。ここに分布する森林の大部分は、コナラやアカマツなどの二次林やスギやカラマツの植林地である。土地利用様式は、農耕地（ミョウガやシイタケ、コメなどの農産品栽培している）および、薪炭林や農用林として利用されてきた二次林が主で、これらが集落後背地に隣接して分布し、典型的な里山景観をなっている。

2006-2007 年の群馬県の調査により、シダ植物と種子植物が計 113 科 768 種生育していることが確認された。この中には、国または県指定の絶滅危惧種（環境庁自然保護局野生生物課 2007；群馬県 2012）および、県レッドデータブック 2001 年度版公表後に発見された希少種が 30 種含まれている（大森ら 2008）。これらの貴重植物種の中には、当地の農耕特性に適応して繁殖していると推察されるものもある。

2.2 北榛名地域

北榛名地域は、群馬県の榛名山麓北面、群馬県吾妻郡東吾妻町大字岩井に位置する、寺沢川流域の調査地である。海拔は 700 から 800m で、農耕地とスギ植林の間に集落が点在している。10 年ほど前から、この地域に絶滅危惧種 A が自生しているとの指摘があり（大森私信）、2011 年（荒川 2012）から群馬県自然環境課のレッドデータブック改訂用調査の一環として、群馬大学社会情報学部環境科学研究室が調査を行っている。2011 年（荒川 2012）および 2012 年（塚越 2013）には寺沢川左岸とその周辺で複数の絶滅危惧種 A の自生地が確認され、2013 年（小関 2014）には寺沢川右岸のスギ植林若齢林で大規模な自生地が発見・調査され、2014 年（福島 2015）に継続調査が行われた（嶋方 2016）。本地域では、継続的に調査を行っているが、以前からモニタリング調査をしている場所以外にも絶滅危惧種 A の個体群が生育していると推察されており、全容は解明されていない。

2016 年（篠原 2017）にも継続調査が行われ、CN・寺沢川右岸において、開花株 408 株の生育が現地踏査によって確認されが、未だに北榛名地域における絶滅危惧種 A 自生地の全容の解明には至っていない。

このため本研究では、2016 年から引き続き、寺沢川右岸大規模自生地の拡大調査を中心に行った。なお北榛名地域では、昨年まで CN 寺沢川右岸と呼称していた地域の西部にある寺沢川支流まで調査範囲拡大したため、本研究では CN 寺沢川右岸と寺沢川支流を併せ、CN 寺沢川流域と総称し、2017 年まで CN 寺沢川右岸と称していた地点を寺沢川 1、CN 寺沢川

支流と称していた地点を寺沢川 2、および 2018 年の現地調査により、寺沢川 2 よりさらに上流部に絶滅危惧種 A の群生を認めたため、この地点を、寺沢川 3 と区分し呼称することとした。

2.3 県立榛名公園

県立榛名公園は、榛名山頂の榛名湖を含む 395 ヘクタールで、海拔 1000m にあり、おおむね榛名山外輪山の内側となっています。昭和天皇皇后両陛下のご成婚を記念し、御料地の払い下げを受けて設置された県立公園です。戦前まで牧草地や畑として使用された後に放置され、二次草原から陽樹林への遷移の途上であって、草刈りによって、里山として管理されている。

榛名山のカルデラ内部の東半分は、沼ノ原と呼ばれ、海拔 1100～1200m の高原に草地が広がり、キスゲ（ユウスゲ）の群生地として知られる（大森 2003）。

沼ノ原は、第二次世界大戦後に開拓を受けたが、その後放置されたために二次草原から陽樹林への遷移の途上にある。そのため、草原に低木状のカシワやズミ、カントウマユミ等が侵入し、カシワの中には高木にまで生長したものがある（松澤ら 2003）。

沼ノ原のススキ草原は、県内の山地における草原の中でも大規模のものである。また、多くの絶滅危惧種もみられることから、非常に貴重なものである（松澤ら 2003）。

2002 年の群馬県の調査により、ここに 43 科 154 種 5 変種の維管束植物の生育が確認された（松澤ら 2003）。

しかし、石川研究室を中心とした近年の研究結果（プレフドルゴル 2013）によると、沼ノ原において、観光客の増加と木道が壊れたことにより、人間が散策道をはずれて植生を踏みつけて、そこでは植生が完全に消失してしまっている。またビッチュウミヤコザサが繁茂して植生を覆ってしまい、高山植物が生育できなくなっている場所が複数ある。これは、当地はササ刈り管理は行われているものの、その効果が十分でなく、自然遷移が進行してしまう、いわゆる「アンダーユース」の状態に全体的にはあるものと考えられる。

3. 材料および方法

3.1 植物相・開花個体数調査

一般的に用いられるコドラート法による植生調査は、限られた面積内の植物相について解明する手段であるため、植物種多様性の高い地域では見落とす種が多いことが問題としてあげられる。そこで本研究においては、広範囲にわたる生育植物種をリストアップする植物相調査を行った。どちらにおいても調査地を踏査し、デジタルカメラで撮影し、その後植物図鑑を用いて植物種の同定する作業を行う。なお、この調査方法では、踏査により視認可能な種が対象となるため、比較的量の多い植物種をピックアップすることになる。

4種の絶滅危惧種（絶滅危惧種 A、
、
、絶滅危惧種 B）については、調査地内を踏査して生育あるいは開花している個体数または株数を数えると共に、ポータブル GPS（GPSMAP64sc、GARMIN）を用いて生育位置を記録した。表に調査地日程・調査地・調査内容の一覧をまとめた。

なおサイハイラン、ヒメアマナについては、個体数が多すぎて全数調査が不正確になるおそれがでてきたため、2018年の調査からは、生育地の中心部分にコドラートを設置して、その中でのみ個体数をモニタリング調査する、部分調査法に切り替えた。

3.2 発芽実験・栽培実験

3.2.1 材料植物

群馬県内の里山に多く生育する以下の植物をモデル植物として用いた。

エゾカワラナデシコ（ナデシコ科多年生草本、*Dianthus superbus*）

北海道から本州中部以北の低地から山地の湿地や海岸沿いの草地に生育する多年生草本である。国のレッドデータには指定されていないものの、新潟県や鳥取県では絶滅危惧Ⅱ類に指定されている希少種である（日本のレッドデータ検索システム2014）。

オミナエシ（オミナエシ科多年生草本、*Patrinia scabiosaefolia*）

北海道から九州にかけての日当たりのよい草地に生育する多年生草本である。国のレッドデータブックおよび、群馬県のレッドリスト（2012）で絶滅危惧Ⅱ類に指定されている絶滅危惧種である。

キオン（キク科多年生草本、*Senecio nemorensis*）

北海道から四国にかけての山地の草地や林縁に生育する多年生草本である。国のレッドデータには指定されていないが、茨城県や佐賀県などでは絶滅危惧Ⅰ類に指定されている

種である。

絶滅危惧種 B

絶滅危惧種 A

ハンゴンソウ（キク科多年生草本、*Senecio cannabifolius*）

北海道から本州中部以北の林縁や湿原の周辺に生育する多年生草本である。広島県では絶滅危惧Ⅱ類、茨城県などでは準絶滅危惧種に指定されている種である。

マツムシソウ（マツムシソウ科多年生草本、*Scabiosa japonica*）

北海道から九州にかけての山地の草原に生育する多年生草本である。

3.2.2 種子発芽の冷湿処理・培養温度依存性解析

県立榛名公園で採取されたエゾカワラナデシコ（ナデシコ科）、オミナエシ（オミナエシ科）、キオン（キク科）、絶滅危惧種 B（絶滅危惧種 B 科）、ハンゴンソウ（キク科）、マツムシソウ（マツムシソウ科）の計 6 種類の植物の種子を用いて発芽実験を行った。いずれの種子も採取後にシリカゲルを用いて十分に乾燥させた後、-80℃のディープフリーザー（MDF-U384、Panasonic）内で冷凍保存されている。実験に用いた各植物種子の産地・採集日・前処理方法・実験スケジュールおよび培養温度を表に示した。

エゾカワラナデシコ、オミナエシ、キオン、絶滅危惧種 B、ハンゴンソウ、マツムシソウの種子はいずれも前処理として、湿らせたまま 4℃で 2 か月間保存する冷湿処理を施すことで種子に冬を経験させる種子と、冷湿処理を施さない種子を用意した。

前処理である冷湿処理は、一般に冬を経験させることによって種子の休眠を解除し、発芽を促進させる処理であり、多くの野生植物の種子でその促進効果が確認されている（荒木ほか 2003）。

これらの植物について、石英砂を敷いた直径 9cm のプラスチック製シャーレに種子を 50 個ずつ入れ、蒸留水を約 20cc 注入した。冷湿処理は、4℃の薬用保冷库（MEDIC00L MPR-504

(H)、SANYO) で 2 ヶ月保管することにより施した。前処理の終了後、温度勾配恒温器 (TG-100-ADCT、NK system) にシャーレを入れて培養した。器内の温度は 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C (昼 14hr、夜 10hr、昼間の光量子密度は約 $30 \mu \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) の 5 段階とし、各温度区・各処理区で 1 植物あたり 3 シャーレを培養した。冷湿処理を施さない種子は、25/13°C 温区にて培養した。実験開始後は、約 1 か月間は毎日、その後は 1-2 日おきに種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子とみなして数を記録し、取り除いた。また、必要に応じて蒸留水をつぎ足し、常時湿った状態を保ち、約 2 か月間培養を続けた。

3.3 異なる環境下における栽培実験

3.3.1 前栽培と初期サンプリング

植物を様々な環境下で一定期間栽培し、栽培前の個体と栽培後の個体の乾燥重量・葉面積を比較することで植物の環境応答パターンを解明する実験である。発芽実験で発芽した実生をゴールドエンピートバン (サカタのタネ) に移植して栽培したが、ほとんどが枯死した。

そこで、エゾカワラナデシコ、オミナエシ、絶滅危惧種 B、絶滅危惧種 A、マツムシソウの種子を、黒土を入れたプラスチックポット (直径 15cm 高さ 10cm) 3 個に直播きし、2 ヶ月間の冷湿処理後に、植物組織培養機 (MLR-350T、SANYO、LED 球を用いて 14L/10D の日長で昼の相対光強度を約 $240 \sim 540 \mu \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ とし、20°C に調節した) 内で約 1-2 か月栽培した。

キオンとハンゴンソウも同様の再播種を行ったが、発芽率・生存率とも低く、栽培実験に用いるだけの苗数が用意できなかったため、実験を断念した。

実生が複数の本葉を有するようになった時点で、黒土を入れたプラスチック製ポット (約 95mL 容量) に一個体ずつ移植し、植物組織培養機でさらに 2 週間程度栽培した。

初期サンプリングに際しては、前述のプラスチックポットに植栽した苗の見かけのサイズが大きい順に並べ、これを順番に 6 区に配分して、区分毎にサイズ分布と個体数がおおむね同等になるようにした。このうち 1 区分を初期サンプルとして採取し、残りの区分をそれぞれの処理区に供した。

サンプリングした苗は個体毎に根・茎・葉に分けて紙袋に入れ、送風定温乾燥機 (DRS620DA、ADVANTEC) に入れて 80°C で 1 週間ほど乾燥させた後、電子式上皿天秤 (BJ210S、Sartorius) で乾燥重量を測定した。葉面積はカラスキャナー (GT-S640、EPSON) を用いて、解像度 300dpi、16bit グレーでスキャンした後、ImageJ1.41o (NIH) を用いてドット数を計測した。本研究では 148 cm^2 あたり 206312 ドットとて面積を算出した。

光強度を調節した栽培実験

寒冷紗を用いて相対光量子密度を 3%、9%、13%、100%（裸地）に調節した 4 つの光条件区を群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設けた。これらの光条件区内にポット植え苗を入れて栽培した。栽培期間中は毎日 1 回水道水を与えた。肥料は与えていない。

以上の栽培実験を約 3－4 週間行った後、全ての個体をサンプリングした（最終サンプリング）。サンプリングした個体は、前述の初期サンプルと同様に処理し、各器官別乾燥重量および葉面積を測定した。

気温を調節した栽培実験

前栽培を終えた後、各植物の苗を温度勾配恒温器（TG-100-ADCT、NK system）に入れて栽培した。器内の温度は培養温度依存性解析と同様、30/15℃（光量子密度は約 140－200 $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ ）、25/13℃（光量子密度は約 150－220 $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ ）、22/10℃（光量子密度は約 150 $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ ）、17/8℃（光量子密度は約 175－300 $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ ）、10/6℃（光量子密度は約 190－350 $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ ）、いずれも昼 14hr、夜 10hr の 5 段階とし、各温度区・各処理区で一植物あたり 6－9 つを栽培した。これらの調節区で約 3 週間栽培した。栽培期間中は 1 日 1 回水道水を与えた。

以上の栽培実験を植物ごとに行い、すべての個体をサンプリングした（最終サンプリング）。サンプリングした個体は、前述の初期サンプルと同様に処理し、各器官別乾燥重量および葉面積を測定した。栽培実験スケジュールを表に示す。

3.3.2 絶滅危惧種 A の種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響

絶滅危惧種 A は 2006 年以来、西榛名各所で分布が確認され、種子採取・発芽実験を行ってきた。しかし、発芽率が実験者、種子の採取年・採取場所によってばらばらであり、また、冷湿処理の必要性も確定されていない。2015 年の研究（嶋方 2016、田村 2016）によって、ある程度実験方法の「定格化」がなされたが、それでもなお、発芽率が種子の採取年・採取場所によってばらばらになる理由が解明しきれていない。そこで、これまでに採取されてきた種子を用いて、これらの原因を解明する“追試”実験を行った。

本研究で使用した種子は、2017 年および 2018 年の各年に西榛名地域（CN 夢の花園、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ）および北榛名地域（CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二ヶ原墓場）において採取され、シリカゲルを用いて約 1 ヶ月以上乾燥させその後-80℃で冷凍保存されている種子を用いた。また、絶滅危惧種 A の種子の発芽に対しては複数回の冷湿処理促進効果があり、また発芽の最適培養温度は 25/13℃であるこ

とが報告されている（高橋 2009）。

絶滅危惧植物種の保全のためには、種子の長期的保存と効率的な発芽・栽培が必要になることがある。絶滅危惧種 A についてもこうした観点から、発芽・栽培実験による最適な発芽・栽培条件の解明が試みられている（高橋 2009、赤上 2011、荒川 2012、塚越 2013、大林 2014、福島 2015、嶋方 2016、山里 2017、諏訪間 2018、櫻井 2018）。しかし、絶滅危惧種 A の最終発芽率は、発芽の最適培養温度とされている 25/13℃帯でも、種子の採取年・採取地・保存期間・実験者によって大きく異なると報告されている（高橋 2009、赤上 2011、荒川 2012、塚越 2013、大林 2014、福島 2015、嶋方 2016、山里 2017、諏訪間 2018、櫻井 2018）。一昨年は、その原因が保存方法の違いと前処理の違いにあるという仮説のもとで、絶滅危惧種 A の種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響を統一的に解明するため、採取された後の保存方法の異なる種子を用い、洗浄剤処理による種皮の非親水性除去、ジベレリン処理による強制休眠解除（生存検定）、冷湿処理による休眠解除の 3 通りの前処理が行われた（山里 2017）。

本研究でも、前処理による絶滅危惧種 A の種子への影響を調査するため、過去の研究と同様に 3 通りの前処理を行った。

3.3.3 洗浄剤による種皮の非親水性除去

絶滅危惧種 A の種皮の成分（アルコールに溶けるのでおそらく脂肪である）、および形状（しわ）で水をはじくことによる不透水性がみられる。これを除去するべく実験に用いるすべての絶滅危惧種 A の種子に 0.04%トリトン X-100+次亜塩素酸ナトリウム（0.25%Cl）で洗浄を施してから各実験を行った。

まず、すべての絶滅危惧種 A の種子を各産地・産年ごとに小瓶に入れ、そこに 0.04%トリトン X-100+次亜塩素酸ナトリウム（0.25%Cl）注ぎ蓋をした後、種子が沈むまでよく振った。種子が沈んだことを確認してから 2 分間瓶を立てて置き、2 分経過後メタノールをスポイトである程度取り除き蒸留水を注入し洗浄、その蒸留水をスポイトである程度取り除き、再度同様の洗浄を 2 回、計 3 回の蒸留水による洗浄を施した。3 回目の蒸留水での洗浄が終了した段階で、蒸留水ごと種子を産地・産年の記したろ紙の上にあけ、種子と水を分離した。瓶内に残った種子は蒸留水を用いて同様にろ紙の上にあけた。ある程度水が切れたらトレーに移し、室温 24℃の実験室内で 2 日間以上乾燥させた。

3.3.4 ジベレリン処理による強制休眠解除実験（生存検定）

種皮の非親水性を除去するために、0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム（0.25%Cl）で 5 分間消毒・洗浄し、その後乾燥させた種子を産地・年度別に 50 個ずつ 3 ロット用意し、1mM ジベレリン（GA3）溶液に浸した状態で 1 昼夜 4℃の薬用保冷库内に保

管した。

ジベレリン処理後、石英砂を敷いたプラスチック製のシャーレに種子を入れ、温度条件を 25/13℃に設定した温度勾配恒温器内で 1 ヶ月培養した。

実験開始後は、実験開始後は毎日種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子とみなし、数を記録して取り除いた（発芽後、西榛名産の種子は 25/13℃、北榛名山の種子は 17/8℃の温度区へ移動）。また、観察日ごとに蒸留水を注ぎ足し、常に湿った状態を保った。

発芽した種子は、別の石英砂と蒸留水を入れた別の直径 9 mm のプラスチック製のシャーレに移し、25/30℃（西榛名産絶滅危惧種 A）または 17/8℃（寺沢川流域産）で培養を続け、生長解析に供した。

3.4 冷湿処理による休眠解除実験

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒・洗浄し、その後乾燥させた種子を産地・年度別に 50 個ずつ 3 ロット用意し、石英砂を敷いたプラスチック製のシャーレに種子を入れ、温度条件を 4℃に設定した薬用保冷庫内で 2 ヶ月間冷湿処理を施した。冷湿処理終了後、温度条件を生存検定と同様の 25/13℃に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月培養した。

その後、発芽が確認されなかった種子については、“2 年目の発芽可能性”を明らかにするため、1 度目の冷湿処理後の培養において発芽しなかった種子に対し、再び 4℃の薬用保冷庫内で 2 度目の冷湿処理を 2 ヶ月間実施した後、25/13℃に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。この実験によって得られた最終的な積算発芽率を、最終発芽率として算出した。

実験開始後は、実験開始後 1 ヶ月間は毎日、その後は 1-2 日おきに種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子として記録し取り除いた。また、観察日ごとに蒸留水をつぎ足し、常時湿った状態を保った。発芽実験の詳細なスケジュールを表に示す。

3.5 絶滅危惧種 A の花柱構成比

前述のように、絶滅危惧種 A は異型花柱性という他殖促進のための特殊な繁殖システムを持っており、自家受粉も含めて同タイプの花の間の受粉では結実率が低い、異なるタイプ間ではよく結実するという性質（鷲谷 2006）が認められる。絶滅危惧種 A には、柱頭が高く葯が低い位置にある長花柱花（pin）、柱頭が低く葯が高い位置にある短花柱花（thrum）、稀ではあるが一定数見られる（塚越 2013、大林 2014、福島 2015、嶋方 2016、山里 2017）柱頭と葯が同じ高さであり、自殖能力が高い等花柱花（homo）の 3 つのモルフ（花型）がある。

昆虫（トラマルハナバチなど）による送粉が十分に行われている場合には、自殖回避、他殖促進のため進化の結果として長花柱花と短花柱花の割合が 1:1 になると考えられている。また、異型花柱性は昆虫を利用した繁殖システムであるため、送粉を行う昆虫が減少すると、自殖により種子生産を行う等花柱花個体が繁殖上有利となり、勢力を拡大するとする、「等花柱花代替仮説」がある（鷲谷 2006）。しかし、生育地の生物多様性が損なわれていないにもかかわらず、等花柱花は一定数存在するという報告もある（塚越 2013、大林 2014、福島 2015、嶋方 2016、山里 2017、諏訪間 2018、櫻井 2018）ので追試を行う必要がある。

2018 年 5 月 5 日および 11 日に西榛名の 5 地点（CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 新産地 1、CN 新産地 2）、2018 年 5 月 9 日および 11 日に北榛名の 4 地点（CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二ヶ原墓場）、2019 年 5 月 10 日に西榛名の 3 地点（CN 夢の花園、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ）、および 2019 年 5 月 19 日に北榛名の 4 地点（CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二ヶ原墓場）において花茎のサンプリングを行った。開花していた絶滅危惧種 A から、一株につき 1〜2 本ずつ花茎を採取した。ただし、十二ヶ原墓場では無作為に株を選んでサンプリングを行った。

CN 夢の花園、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、寺沢川流域の地点において採取した花茎は、開花株につけたものと同じ番号をつけたビニール袋に入れて持ち帰った。花茎は-80℃のディープフリーザー内で冷凍保存した。約 6 ヶ月後に花茎を解凍し、ピンセットを用いて切り開いて実体顕微鏡（SMZ-1、NIKON）で観察し、花柱のタイプを長花柱花（pin）、短花柱花（thrum）、等花柱花（homo）の 3 種類に分類して、採取地点ごとにその比率を算出した。

3.6 絶滅危惧種 A の結実率調査

2018 年 6 月 26 日に西榛名の 3 地点（CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園）、および 2018 年 6 月 28 日に北榛名の 4 地点（CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二ヶ原墓場）、2019 年 7 月 13 日に西榛名の 3 地点（CN 夢の花園、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ）および 2019 年 7 月 15 日に北榛名の 4 地点（CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二ヶ原墓場）において、結実が認められた株から 1 本ずつ花茎を採取した。

各地点から持ち帰った花茎は、肉眼で内部を確認し、正常に結実したもの（正常結実）、結実していなかったもの（未熟）、クロホ病と呼ばれる感染症により種子が消失したもの（病失）、虫食いにより種子が消失したもの（食失）、すでに種子が散布されて残っていないもの（散布済み）の 5 種類に分類し、各地点での割合を算出した。正常に結実した種子につ

いては、採取地点ごとに種子をまとめ、将来の発芽実験用に冷凍保存した。

開花時期に株番号を付けても、結実期に草本の著しい繁茂などの原因で発見できない、あるいは開花株のある地点までたどり着けなかった株もあるため、結実率は回収できた個体のみで算出した。

3.7 生長解析

生長解析の各パラメータは、以下の式を用いて算出した。

- ・ 相対生長速度 (RGR: Relative Growth Rate) : 各個体の乾燥重量ベースの生長速度を表す指標である。
$$RGR = (\ln(TW2) - \ln(TW1)) / (T2 - T1)$$

TW1: 初期サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)
TW2: 最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)
T1 : 初期サンプリング日
T2 : 最終サンプリング日
- ・ 純同化率 (NAR: Net Assimilation Rate): 各個体の光合成活性を表す指標である。
$$NAR = (TW2 - TW1) (\ln(LA2) - \ln(LA1)) / (LA2 - LA1) / (T2 - T1)$$

TW1: 初期サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)
TW2: 最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)
LA1: T1 における個体の葉面積 (m²)
LA2: T2 における個体の葉面積 (m²)
T1: 初期サンプリング日
T2: 最終サンプリング日
- ・ 葉面積比 (LAR: Leaf Area Ratio) : 各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す指標である。
$$LAR = (LA/TW1 + LA2/TW2) / 2$$

TW1: 初期サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)
TW2: 最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)
LA1: T1 における個体の葉面積 (m²)
LA2: T2 における個体の葉面積 (m²)
- ・ 比葉面積 (SLA: Specific Leaf Area) : 各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す指標である。

$$SLA = LA/TW$$

LA：最終サンプリングにおける個体の葉面積 (m²)

TW：最終サンプリングにおける個体の総乾燥重量 (g)

- ・ 器官別重量比：光合成産物をそれぞれの器官にどのくらい配分したかを示す指標である。

- ・ 葉重比 (LWR：Leaf Weight Ratio)

$$LWR = LW/TW$$

LW：最終サンプリングにおける個体の葉乾燥重量 (g)

TW：最終サンプリングにおける個体の総乾燥重量 (g)

- ・ 茎重比 (SWR：Stem Weight Ratio)

$$SWR = SW/TW$$

SW：最終サンプリング個体の茎乾燥重量 (g)

TW：最終サンプリングにおける個体の総乾燥重量 (g)

- ・ 根重比 (RWR：Root Weight Ratio)

$$RWR = RW/TW$$

RW：最終サンプリングにおける個体の根乾燥重量 (g)

TW：最終サンプリングにおける個体の総乾燥重量 (g)

それぞれのパラメータ間には、以下のような関係がある。

$$RGR \rightleftharpoons NAR \cdot LAR$$

$$LAR \rightleftharpoons SLA \cdot LWR$$

これらの式によって、処理区間で RGR または LAR の変化があった場合、それがどのパラメータの差異によって引き起こされたかを確認することができる。

3.8 統計解析

生長解析結果については、JMP9.0 (SAS Institute Inc.) を用いて分散分析を行った。

4. 結果および考察

4.1 植物相・絶滅危惧種個体数調査

県立榛名公園

2018 年および 2019 年の踏査による植物相調査によって、5 種の絶滅危惧種の生育が確認された。すなわち、オミナエシ（群馬県：絶滅危惧Ⅱ類（VU））、絶滅危惧種 B（国：絶滅危惧Ⅱ類（VU）、群馬県：絶滅危惧ⅠA 類）、

である。

2014 年秋、既設の沼ノ原遊歩道が高崎市観光協会（未確認）によって大幅に延長され、東西方向にも南北方向にも約 2 倍の範囲で散策・踏査が可能になった。そこで本年の調査では、前年の調査区域を拡大して調査を行った。その結果オミナエシ、絶滅危惧種 B、エゾカワラナデシコなど多くの絶滅危惧種・希少種および里山の植物が確認された（篠原 2017）。

絶滅危惧種 B は 2019 年 8 月 8 日、8 月 19 日に遊歩道を踏査して調査を行い、確認できた開花個体数は計 123 個体であった。2016 年の調査では 106 開花個体（篠原 2017）を確認し、2017 年の調査では 163 個体個体が確認された（櫻井 2018）。開花個体は 2018 年の調査では計 149 株確認され、2019 年の調査では計 106 株確認された。（表 6、図 1）2018 年および 2019 年は 2017 年よりも確認開花個体数は減少した。2018 年および 2019 年に開花が確認されたいくつかの地点では、2017 年には個体さえ見つかっていない。逆に、2017 年に確認された地点で 2019 年に確認することができなかった個体が多数見られた。絶滅危惧種 B は榛名公園のような生育環境下では、一度開花するとその個体の死亡率が高まるか、休眠してしまう可能性が否定できない。また調査中に動物による多くの堀跡と、徘徊するカモシカを確認したことから、動物による食害が多発した可能性もある。毎年開花が確認できる個体も複数あるため、いずれにしても、今後モニタリング調査を続けることが不可欠である。

西榛名地域

2018 年の踏査による植物相調査によって、在来種 71 種、うち 23 種の希少種および絶滅危惧種の生育が確認された（表 5）。

2018 年および 2019 年の現地調査によって確認された主な絶滅危惧種は、絶滅危惧種 A（国：準絶滅危惧（NT）、群馬県：絶滅危惧Ⅱ類）、

、サジ

オモダカ（群馬県：絶滅危惧ⅠＢ類）、などである。これらは2017年の調査（諏訪間 2018）でも確認された植物種であり、継続して生育していることが確認できた（表 5、6）。

2017 年までの調査結果と同様、2018 年および 2019 年の現地調査においても農薬に弱いサジオモダカの生育が確認できたことから、当地点では、農薬の使用量が少ないと考えられる。このことが、休耕田やため池に多数の在来種が生育している原因であると推察された（高橋 2009）が、それから 10 年が経過した現在でも、引き続き良好な自然環境が継続していると考えられる。

4.2 希少種の開花株数および分布

絶滅危惧種 A（絶滅危惧種 A 科多年生草本、*Primula sieboldii*）

北海道から九州にかけての山野に自生し、国のレッドデータブックで準絶滅危惧（NT）、4 都県で絶滅、11 県で絶滅危惧Ⅰ類、群馬県など 8 道県で絶滅危惧Ⅱ類、福島県で準絶滅

危惧種に指定されている絶滅危惧種である。

本研究では、西榛名地域および北榛名地域の現地調査によって、多くの絶滅危惧種 A の生育が確認された。

西榛名地域

西榛名地域では、2018 年の調査で CN ワシタニヒルズで 50 株、CN 第二ワシタニヒルズで 50 株、CN 夢の花園で 50 株の開花株を確認し 2019 年の調査では CN ワシタニヒルズで 63 株、CN 第二ワシタニヒルズで 39 株、CN 夢の花園で 50 株の開花株を確認した。CN 夢の花園では、開花株数が多すぎて全数調査が困難であるため、後述の花柱調査および結実率調査のため 50 株のみに番号をつけて生育位置を記録した。CN 夢の花園以外の自生地では、花茎が 2 本以上ある株すべてを記録した。

これらの株のポータブル GPS による生育位置記録を基に、株番号をつけた絶滅危惧種 A 開花株の分布地図を作成した。小関（2014）、福島（2015）、嶋方（2016）、山里（2017）、諏訪間（2018）、佐久間（2019）も当地域で絶滅危惧種 A の調査を行い、分布地図を作成しているが、いずれもポータブル GPS の精度が悪く位置情報が不正確であるため、2019 年には、準天頂衛星みちびきに対応した、より精度の高いポータブル GPS（GPSMAP64sc、GARMIN）を用いて調査を行い、株ごとに花柱型を確認した結果（後述）をふまえて、開花株を花柱型別に表示した分布地図を改めて作成した。

分布地図を作成した両方の生育地点において、絶滅危惧種 A の開花株はある程度線状に並んで分布している。これは、生育地の微地形に対応しているためと考えられる。すなわち、絶滅危惧種 A は微細な谷地形（くぼ地、枯れ川）や、地形図にも示されないほどの微細な谷地形（ぬた場、ケモノ道、作業道）において定着・生育が良好となるためと考えられる（嶋方 2016）。

また分布地図を作成した両方の生育地点において、全体的に極端な偏りはないものの、部分的に同じ花柱型同士である程度固まって分布していることも見て取れる。前述の通り、絶滅危惧種 A は種子繁殖と栄養繁殖を行う植物である。種子繁殖がうまくいっているならば複数の花柱型が混在しているはずであるが、花柱ごとに集まって分布している。この傾向は山里（2017）および諏訪間（2018）が作成した分布地図でもみられる。そのため、これらの地域では絶滅危惧種 A の近親交配が進み、結果として遺伝的多様性の劣化が起こり、種子繁殖がうまくいっていない可能性がある。

嶋方（2016）の研究では、絶滅危惧種 A は種子繁殖するだけではなく、栄養繁殖である出芽によって株を形成し、子株も次第にサイズが拡大していく。しかし、ある程度のサイズに達すると株の中心部が枯死して、株が分裂していく（嶋方 2016）とされており、西榛名地域における株直径の限界が 1〜2m と推測された。2017 年も大半の株が直径 2m 以下であり、本研究では限界値は 2m 程度と考えられる。それより大きな株については、中心部が

枯死し、やがて分裂していくと考えられる。

北榛名地域

2016 年まで調査を継続的に行った CN 寺沢川 1 については、調査範囲を拡大するため、2017 年以降は、入口付近の約 50 開花株のみの調査に留めた。また CN 寺沢川 1 の 2019 年度調査においては、これまで調査していなかった寺沢川土手斜面部分に目視で多数の絶滅危惧種 A 開花株を認めたため、ここで 50 株を調査した。CN 寺沢川 2 の 2019 年の調査においては、多くの部分が草木の繁茂が著しく踏査不能な状態であったため、作業道周辺の 50 開花株のみの調査に留めた。CN 寺沢川 3 では、花茎がある株または個体すべてを記録した。

CN 寺沢川 3 は、寺沢川支流の最上流に位置するスギ人工林であったが、2017 年初頭にスギを皆伐した。その 1 年後の 2018 年の CN 寺沢川流域の調査においては、スギ人工林皆伐・再植林を終えたばかりの林分において、45 開花個体または株の生育を確認した。2019 年の調査においては、45 開花個体または株の生育を確認した。

2017 年の拡大調査の結果、新たに絶滅危惧種 A の開花株を CN 寺沢川 1 の上流部(192 株)および CN 寺沢川 2 (112 株) の計 304 株確認した(櫻井 2018)。

田村(2016)による 2015 年の CN 寺沢川 1 の調査では、開花株 193 株、また篠原(2017)による 2016 年の CN 寺沢川 1 の調査では開花株 408 株の生育を確認している。

寺沢川 1 は、7 年ほど前にスギ人工林を伐採したスギ再植林地で、上記の結果からこの数年間は絶滅危惧種 A の生育に適した良好な自然環境が維持されていると考えられる。しかし 2016 年から下草・下層木およびスギ自体が生長していることから、今後林床の光環境が暗くなっていく可能性が高いため、継続的なモニタリング調査が不可欠である。

2017 年に拡大調査を行った寺沢川 1 の上流部分は、2015 年からスギ人工林を伐採し始めた地域であり、作業道沿いでの調査により多くの絶滅危惧種 A 開花株が確認された。今年にはこの上流部分の調査は行わなかったが、車道脇のスギ人工林の林床に多数の絶滅危惧種 A の開花を目視で確認したため、今後定量的な調査が必須である。

CN 十二が原墓場では、2018 年および 2019 年いずれの調査においても、花柱調査および結実率調査のため 50 株を目標に記録したが、生育密度が高すぎて地図化はできない。両年とも、草刈りなどの人為的管理が著しかったため、例年に比べると開花株が減少しているように見えた。

4.2.1 絶滅危惧種 A の花柱型の構成比および分布

西榛名地域および北榛名地域の絶滅危惧種 A 生育地のうち 7 地点(CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二が原墓場)において花茎を採取し、花茎形の観察を行った。また、同地域の開花株を花柱別

に類別して地図化した（図 5～10）。

採取した花茎数は、2018 年は CN ワシタニヒルズで 50、CN 第二ワシタニヒルズで 50、CN 夢の花園で 50、CN 寺沢川 1 で 49、CN 寺沢川 2 で 50、CN 寺沢川 3 で 27、CN 十二が原墓場で 46 であった。2019 年は、CN ワシタニヒルズで 63、CN 第二ワシタニヒルズで 39、CN 夢の花園で 50、CN 寺沢川 1 で 47、CN 寺沢川 2 で 50、CN 寺沢川 3 で 42、CN 十二が原墓場で 37 であった。CN 十二が原墓場と CN 第二ワシタニヒルズを除く全ての地点で長花柱花(pin)と短花柱花(thrum)の割合がほぼ 1:1 であった（図 11）。

十二が原墓場では、2018 年および 2019 年いずれの調査においてもほぼ同様に、長花柱花約 6 割、短花柱花約 3 割、等花柱花約 1 割と、花柱型構成が不均等であり、等花柱花の割合が高い結果となった。再現性のある結果が得られたことから、この十二が原墓場における花柱型構成の不均等性は、櫻井（2018）が考察したような、サンプルの選び方に偏りが生じたのではなく、当地の絶滅危惧種 A の個体数が多いと見えても、実際に花柱型構成の不均等性が高くなっていると推察される。

2018 年の調査では、CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 3 を除く各地点において、また 2019 年の調査では、寺沢川 3 を除いて全て等花柱花が確認され、最も等花柱花が少ない地点は 2018 年の CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 寺沢川 2 で 2.0%、2019 年の CN 寺沢川 1 で 2.1%であり、最も多い地点は 2019 年の十二が原墓場で 13.5%であった。以上のように、等花柱花が最も多く確認された十二が原墓場であってもその占める割合は 1 割程度であり、低い割合で等花柱花が見られ、等花柱花が圧倒的な数を占めることもなかった。

これらの結果と各生育地点の生育個体数（株数）および結実率の調査結果（後述）を併せて考えると、西榛名地域および北榛名地域における絶滅危惧種 A の遺伝的多様性や種子生産が顕著に低下していないにもかかわらず、多くの地域において一定の割合で等花柱花が存在することになる。これは、従来 of 考察（鷲谷 2006）に反するものである。塚越（2013）、大林（2014）、福島（2015）、嶋方（2016）による本研究と同じ生育地点での研究においても、本研究結果と同様に、各地点で一定数の等花柱花が確認されている。

2019 年の調査によって絶滅危惧種 A の開花個体が多く確認された寺沢川流域においては、CN 寺沢川 1 は 47 株、CN 寺沢川 2 は 50 株、寺沢川 3 は 42 株から花茎を採取したにもかかわらず、CN 寺沢川 1 で 2.1%、CN 寺沢川 2 で 2.2%であり、CN 寺沢川 3 では等花柱花が 1 つも確認できなかった。また 2018 年の調査では CN 寺沢川 1 および、CN 寺沢川 3 で等花柱花が 1 つも確認できなかった。寺沢川 1 では、2017 年（櫻井 2018）の調査においても等花柱花は確認されなかったが、2016 年の全開花個体調査結果（篠原 2017）を確認したところ、この両年に CN 寺沢川 1 でサンプリングが実施された範囲には、等花柱花の株がないことが明らかになった。今後は、できるだけ多くの開花株について花柱型の調査を継続して行う必要があるが、寺沢川流域では絶滅危惧種 A の等花柱花株は多くはないと推察される。

4.2.2 絶滅危惧種 A の結実率

西榛名地域および北榛名地域の絶滅危惧種 A 生育地のうち 7 地点（CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 寺沢川 1、CN 寺沢川 2、CN 寺沢川 3、CN 十二が原墓場）において結実した花茎を採取した。

結実が確認され採取できた花茎数は、2018 年調査では CN ワシタニヒルズで 30 本、CN 第二ワシタニヒルズで 50 本、CN 夢の花園で 50 本、CN 寺沢川 1 で 46 本、CN 寺沢川 2 で 42 本、CN 寺沢川 3 で 15 本、CN 十二が原墓場で 50 本であり、2019 年調査では CN ワシタニヒルズで 28 本、CN 第二ワシタニヒルズで 31 本、CN 夢の花園で 39 本、CN 寺沢川 1 で 34 本、CN 寺沢川 2 で 16 本、CN 寺沢川 3 で 10 本、CN 十二が原墓場で 51 本であった。なお、CN 寺沢川 2 では結実した花茎を回収する前に草刈りが行われてしまったため、今回採取した花茎は草刈りを免れて残存しているものから回収したものである。

正常に種子が結実した正常結実の割合は、2018 年調査では、CN 第二ワシタニヒルズで 59.1%、CN 寺沢川 1 で 50.3%、CN 十二が原墓場で 61.78%と高く、CN ワシタニヒルズで 49.72%、CN 寺沢川 2 と CN 寺沢川 3 ではそれぞれ 33.8%と 39.7%やや低くなった。（図 12、13）2019 年調査では全ての調査地点で 2018 年の値よりも低い値となり、CN ワシタニヒルズで 27.64%、CN 第二ワシタニヒルズで 25.58%、CN 夢の花園で 25%、CN 寺沢川 1 で 34.48%、CN 寺沢川 2 で 15.71%、CN 寺沢川 3 で 20.37%、CN 十二が原墓場で 43.62%と、半数に満たない結果となった。

2019 年調査では、CN 十二が原墓場と CN 寺沢川 1 を除き、散布済みの率が正常結実率より高く、CN ワシタニヒルズで 27.64%、CN 第二ワシタニヒルズで 34.11%、CN 夢の花園で 27.8%、CN 寺沢川 2 で 31.43%、CN 寺沢川 3 で 44.44%であった。つまり、それぞれの地点で正常結実率に散布済みの率を足して、「潜在的結実率」とするなら、それらの値は 2018 の各地点における正常結実率より高いという結果となった。

後述するように、2018 年産の絶滅危惧種 A 種子は、全ての採取地点において、ジベレリン処理後および冷湿処理後の最終発芽率が極めて低かった。これは、2018 年の種子採取時には、天候不良などが原因で、ほとんどの種子が未熟のまま採取したことが原因だと考える。そこで 2019 年は、例年よりも 1 週間遅く種子を採取したところ、今度は例年どおり種子の成熟が進行しその結果、例年よりも散布済みの割合が極めて高くなり、正常結実率が低く算出されたものと考えられる。

CN 寺沢川 3 では、2018 年において食失による種子の消失が顕著で、その割合は 22.0%と、他地点より 13～20%程高かったが、2019 年には 3.7%と CN 夢の花園と同等の低い値となり、逆にその他の地点で食失は 10%～13%へと上昇した（図 12）。食失は、ハナムグリハネカクシ属の昆虫によって、絶滅危惧種 A の花および果実が食い荒らされたものと考えら

れるため、植食性昆虫の個体群動態に大きく影響されたものと考えられる。

クロホ菌によるクロホ病が原因である病失は、前の年に感染が見られた株では翌年も確実に感染が見られ、場所によってはクローン生長に伴って感染個体数が増えることもある（鷲谷 1998）ので、種子繁殖によって遺伝的に異なる個体が増えていかないと、クロホ病の防除ができないばかりか病気の個体数が拡大する危険性がある。2018 年の調査では、病失はいずれの地点でも確認されなかった。ところが 2019 年の調査では 8%以上の割合で全ての調査地点で確認され、割合が高い地点は夢の花園で 25.52%、寺沢川 2 で 27.14%であった。病失は福島（2015）、嶋方（2016）、山里（2017）による 2014 年～2016 年の研究では、全体として 0～10%程度と低い値となった。一方で、塚越（2013）、大林（2014）による 2012 年～2013 年の研究では 25%～36%程度と割合が高かった。

以上の結果より、絶滅危惧種 A の種子の損失となる要因である病失および食失の割合は、年変動が大きく、サンプル数や調査者の判断基準の違いにより誤差がある可能性があるため、今後も継続的調査を行う必要がある。

4.2.3 絶滅危惧種 A の結実率と等花柱花

2019 年の調査では、CN 寺沢川 3 除きのすべての地点で一定の割合で等花柱花が確認された。正常結実率の最も高い十二が原墓場（43.6%）と比較的低い寺沢川 2（15.7%）での等花柱花率はそれぞれ 13.51%、2.17%であり、等花柱花率が高い地点のほうが正常結実率が高くなった。正常結実率に散布済み率を加えても、同様の結果となった。

一方 2018 年の調査では、正常結実率の比較的高い CN 第二ワシタニヒルズ（59.1%）と比較的低い CN 夢の花園（46.2%）での等花柱花率はどちらも 2%であり、正常結実率に差があっても等花柱花率の差は認められなかった。

また、花柱型別に正常結実率をみると、2018 年のワシタニヒルズにおいて長花柱花（pin）の正常結実率は 54.0%、短花柱花（thrum）は 41.3%、等花柱花（homo）は 4.8%、第二ワシタニヒルズにおいて長花柱花（pin）は 63.5%、短花柱花（thrum）は 52.9%、等花柱花（homo）は 56.3%であり、花柱型による正常結実率の差も確認されなかった（図 14、15）。

以上のことから、絶滅危惧種 A の結実率および等花柱花率、花柱型には明確な関係性は確認できず、ゆえに絶滅危惧種 A における等花柱花は、鷲谷（2006）が推察したような異形花柱性の崩壊による種子生産の減少を補う仕組みではなく、一部とはいえ正常な種子繁殖の方法として存続している仕組みではないかと推察される。

4.3 絶滅危惧種 A の種子発芽特性

4.3.1 ジベレリン処理による強制休眠解除（生存検定）

2016 年および 2017 年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子

最終発芽率は、採取年ごとにみると、2016 年は 50.7～90.7%、2017 年は 56.7～94.0%となり、採取年・採取地によって差異はあるものの、比較的高い最終発芽率を示した（表 8、図 16）。

CN 寺沢川 1 で 2016 年に採取した種子の最終発芽率は 50.7%と、他の生育地点産の種子よりやや低いとなったが、同地で 2017 年に採取した種子の最終発芽率も 57.3%となっており、他の生育地点産の種子より低い。諏訪間（2018）の研究においても、2016 年産の同地の種子の最終発芽率は 55.3%とほぼ同様の値となっている。CN 寺沢川 1 では草本植物が繁茂しているが、下草刈りは行われておらず、光環境の悪化のため種子が成熟しにくくなっている可能性がある。

2018 年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子

最終発芽率は、すべての最終地点において、20%以下と、極めて低かった（図 17）。2 回実験を行ったが、同じ結果であった。これまでの先行研究では 2014 年の CN 寺沢川右岸産および CN 十二が原墓場産の種子でもみられた（山里 2017）結果であり、原因は不明であるが、種子の未熟が原因であると仮定すると、2018 年の気象条件下では、絶滅危惧種 A の種子の成熟が遅れていて、例年どおり 7 月上旬に採取したところ、未熟種子ばかりとなった可能性が想定される。

4.3.2 冷凍保存の影響

前述のように、2013 年以降に採取された絶滅危惧種 A の種子は、乾燥させた後に-80℃で冷凍保存を行っている。

嶋方（2016）が様々な冷蔵・冷凍期間を経た絶滅危惧種 A 種子を対象に生残検定を行った結果によると、絶滅危惧種 A の種子保存において、4℃の冷蔵による保存方法では保存期間は 2 年未満が限度と考えられた。また、1～2 年の-80 度の冷凍保存によって、絶滅危惧種 A 種子の発芽能力を保全できることは確認されたが、冷凍保存年数が 3 年以上経過した場合に保全の有効性が保たれるのかは解明されなかった。

2017 年（諏訪間 2018）の研究で使用した 2012 年に採取された絶滅危惧種 A の種子は、冷蔵保存期間が 1 年で冷凍保存期間が 2015 年よりも 2 年長い 4 年であったが、最低でも 50.7%という高い最終発芽率を示した。したがって、冷凍保存であれば、たとえ 1 年間 4℃で冷蔵保存した場合でも、種子の発芽能力を失うことなく長期間種子を保存することができると考えられる。

本研究で用いた 2016 年産および 2017 年産の種子は、冷凍保存期間はそれぞれ 2 年と 1 年と短く、生残検定において 56.7%～94.0 と高い最終発芽率であったことから、採取直後の発芽能力を十分に保全されている状態であると考えられる。ただし、さらに冷凍保存年数が経過しても有効性が保たれるかは未知数であり、今後も継続的に実験を続ける必要がある。

4.3.3 冷湿処理による休眠解除

2016 年および 2017 年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子

1 回目の 2 ヶ月間の冷湿処理および培養後の最終発芽率は、採取年ごとにみると、2016 年は 0.7～14.7%、2017 年は 1.3～12.0%であった（表 9、図 18）。引き続いて行った 2 回目の 2 ヶ月間の冷湿処理および培養後の最終発芽率は、採取年ごとにみると、2016 年は 0.7～30.7%、2017 年は 4.7～43.3%という結果を示した（表 9、図 18）。ほとんどの地点で 1 回目の冷湿処理よりも 2 回目の冷湿処理後の最終発芽率が高くなった。このことから、産地・採取年による差異はあるものの、2 回の冷湿処理によって、本種の種子の発芽が促進されたと断定できる。

また、2017 年に採取した夢の花園の種子は、最終発芽率が 1 回目の冷湿処理から 2 回目の冷湿処理後の培養で約 31.3%発芽しているのに対し、同年に採取した寺沢川 1 の種子は 2 回目の冷湿処理後の培養で約 0.7%しか上昇していない。これらの結果から、絶滅危惧種 A 種子の産地・産年によって種子の休眠状態には大きな差があると推察される。

ほとんどの産地・採取年の種子において、冷湿処理実験における最終発芽率は、ジベレリンを使用して行った強制休眠解除実験（生存検定）の結果（表 8）よりも低い値となった。すなわち本種の種子は、2 ヶ月間の冷湿処理を 2 回施しただけでは解除できないほど深い休眠状態となっているものも多くあり、それら休眠状態にある種子の割合は産地・産年によって異なると考えられる。本実験で使用した絶滅危惧種 A が自生する西榛名地域は標高が 400～800m の地域であり、冬を経験させる処理である冷湿処理が不十分である可能性がある。今後は冷湿処理の期間を長くするなどの実験を行いより詳しく休眠解除条件を調べる必要がある。

以上の結果より、絶滅危惧種 A の種子は、その多くが冷湿処理だけでは解除しきれない何らかの深い生理的な休眠状態にあり、自然環境下では何らかの要因によって休眠が解除された種子が冬を経験することによって発芽が促進されると考えられる。前述のように、絶滅危惧種 A の種子は、冷蔵による保存方法では 2 年未満が限度と考えられていることから、野外における種子の寿命は 2 年未満と想定され、発芽する前に死亡する種子が多く存在すると考えられる。よって、昨年の結果と同様、野外において絶滅危惧種 A が長期間残存する土壌シードバンクを形成する可能性は著しく低いと考えられ、土壌シードバンクを

形成したとしても、短期間しかもたないと推察される。この場合、毎年種子生産を行う必要があるため、自生地域において絶滅危惧種 A 個体群が孤立したり分断したりしないように生育環境を保全する必要がある。

2018 年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子

1 回目の冷湿処理を行った最終発芽率の値は、25/13℃で培養したところではすべての地点において発芽しなかった。2 回目の冷湿処理を行った最終発芽率が、同じ結果であった。これまでの先行研究では一度も見られない結果であり、種子の未熟が原因であると仮定される。

4.4 異なる相対光量子密度で栽培した絶滅危惧種 A の生長解析

群馬大学荒牧キャンパス構内の気温を図 18 に示す。栽培期間中の群馬大学荒牧キャンパス構内圃場の気温の経時変化を示す。7 月から 10 月までの栽培実験期間中の気温は、おおむね 14～38℃の範囲であった（図 19）。

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には 0.007g であったが、最終サンプリング時には 0.004g（3%区）～0.068g（100%区）であった（表 13、図 21）。相対成長速度（RGR、 $\text{g g}^{-1} \text{day}^{-1}$ ）は、3%区では-0.038、9%区では0.0891、13%区では0.123、100%区では0.153となった（表14、図21）。最も暗い3%区でマイナスにまで低下した。すなわち、絶滅危惧種Aは相対光量子密度が高いほど良く生長し、3%という極端に暗い条件では生長できないと考えられる。

光合成活性を表す純同化率（NAR、 $\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$ ）は、3%区では-0.455、9%区では 2.071、13%区では 3.006、100%区では 5.188 となった（表 14、図 21）、相対光量子密度が高い区が最も高い結果となった。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比（LAR、 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ ）は、3%区では 0.091、9%区では 0.054、13%区では 0.053、100%区では 0.049 となった（表 14、図 21）。

すなわち本種のRGRが相対光量子密度の高い区ほど高くなった原因は、NARの増加、すなわち光合成活性の増加であり、LARは100%区で低くなったが、NARの高さが補完したと考えられる。逆に相対光量子密度が低い環境では、本種のNARは低下するが、LARが増加してこれをある程度補完すると考えられる。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積（SLA、 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ ）は、3%区では 0.256、9%区では 0.077、13%区では 0.088、100%区では 0.052 となった（表 14、図 21）。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率である LWR は約 29%～約 41%、茎の重量比である SWR は約 8%～約 16%、根の重量比である RWR は約 42%～約 61%となった（図 21）。

以上の結果から、絶滅危惧種 A は 9%～13%程度という、自然界においては落葉広葉樹林の林床やススキ草原内などに相当する中程度の被陰下では相対生長速度はあまり低下せ

ず、その原因は相対光量子密度が低い環境では、本種の NAR は低下するが、LAR が増加してこれをおる程度補完するためと考えられる。

榛名山一帯には、コナラやハルニレなど落葉広葉樹の植林地が広がっており、本種はこうした春に非常に明るく、その後樹木の展葉によって中程度の被陰を受ける場所でしばしば生育が確認された。したがって、今後も落葉広葉樹の植林地の管理を継続し維持することが、本種の保全には重要であると考えられる。

4.5 異なる温度条件で栽培した絶滅危惧種 A の生長解析

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には 0.025g であったが、最終サンプリング時には約 0.157g (30/15℃区) ー約 0.07g (10/6℃区) であった (表 13)。

相対成長速度 (RGR、 $\text{g g}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、10/6℃区では約 0.040、17/8℃区では約 0.063、22/10℃区では約 0.079、25/13℃区では約 0.067、30/15℃区では約 0.145 となった (表 14、図 21)。本種は温度が高い区ではよく生長するといえる。

光合成活性を表す純同化率 (NAR、 $\text{g m}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、10/6℃区では約 1.692、17/8℃区では約 3.275、22/10℃区では約 4.1、25/13℃区では約 3.394、30/15℃区では約 7.299 となった (表 14、図 22)、30/15℃区が最も高い結果となった。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR、 m^2g^{-1}) は、10/6℃区では約 0.028、17/8℃区では約 0.026、22/10℃区では約 0.027、25/13℃区では約 0.027、30/15℃区では約 0.027 であり、有意の差はなかった (表 14、図 22)。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA、 m^2g^{-1}) は、10/6℃区では約 0.019、17/8℃区では約 0.014、22/10℃区では約 0.015、25/13℃区では約 0.016、30/15℃区では約 0.015 となった (表 14、図 22)。

器官別重量比 (WR) のうち葉の比率である LWR は約 77%ー約 83%、茎の重量比である SWR は約 5%ー約 10%、根の重量比である RWR は約 8%ー約 16%となった (図 22)。

以上の結果から、絶滅危惧種 A が現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大した場合、気温が高くなるので生長が促進されるものと考えられる。しかし、本研究における発芽実験の結果から、冬季の短縮が起これと、冷湿処理がかかりにくくなり、発芽に少なからず影響があると考えられる。すなわち、発芽期における気温上昇により、休眠する種子が増え、発芽に至る種子が少なくなるものと考えられる。

4.6 榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布域-西榛名地域

絶滅危惧種 A は本来草原性の春植物であるが、これまで (塚越 20813、嶋方 2016) および本研究の栽培実験の結果によれば、9%ー13%程度の被陰下でも相対生長速度はあまり低下しない。こうした耐陰性を有することで、絶滅危惧種 A は初夏に被陰を受ける落葉樹林

下においても生長し結実することができると考えられ、このため落葉樹林下においても長期間生存してきたものと推察される、このような土地利用歴を有する場所は、西榛名地域だけでなく榛名山一帯で存在すると思われる。今後は空中写真をさらに分析して絶滅危惧種 A の潜在的分布域を推定し、現地調査を行う必要がある。

4.7 榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布域—北榛名地域

寺沢川流域では、現在もスギ人工林を伐採しスギを再植林し続けている。この一帯は、国土地理院のウェブサイトで閲覧できる空中写真（図 23）によると、1947 年（米軍撮影）には林分ではなく草原であり、その後スギが植林され、少なくとも 1995 年まではスギ植林地であったことが確認できた。また昭和 4 年に大日本帝國陸軍が作成し、近年スタンフォード大学で公開されている古地図からも、寺沢川流域が、荒れ地または草原であったことが確認された（図 23）。寺沢川支流にある寺沢川 2 は、最近 10 年以内にスギ人工林が皆伐され再植林された林分とみられる（図 23）。また寺沢川 3 は、2017 年にスギ人工林が皆伐され再植林されたばかりの林分である。

以上のように寺沢川流域では、戦前は荒れ地または草原であったが戦後にスギ人工林とされている場所が皆伐されると、その直後に多くの絶滅危惧種 A の開花が見られていることになる。こうした土地利用歴を有する場所は、榛名山系全体で広く見られるため、今後はさらに広域を対象として、スギ人工林等が皆伐された地点を確認し、絶滅危惧種 A の有無を確認していく必要がある。

寺沢川流域で採取した種子から発芽させた個体がほとんど生存せず（櫻井 2018）、また絶滅危惧種 A の生長速度が比較的遅いこと、さらには絶滅危惧種 A 種子の寿命が 2 年程度と推定される（嶋方 2016）ことなどから、当地において絶滅危惧種 A が、スギ林伐採後に土壌シードバンクまたは動物により持ち込まれた種子から発芽して生長し、現況に至っているとは、到底考えられない。

以上の結果から、北榛名における絶滅危惧種 A の現況を説明し得る仮説は次のとおりであると考えられる。

榛名山一帯において、戦前に荒れ地または草原であった各所に絶滅危惧種 A が多数生育していたが、戦後のスギ植林により衰退し、長期間にわたって確認できなくなったが、地下茎で生き残り、スギの皆伐で光環境が改善されると速やかに生長し開花に至る。

この仮説を検証するためにも、今後はさらに広域を対象として、スギ人工林等が皆伐された地点を確認し、絶滅危惧種 A の有無を確認していく必要がある。

4.8 榛名公園に自生する植物の種子発芽の冷湿処理・温度依存性

榛名公園沼ノ原の気温の経年変化を図 20 に示す。草原 1〜3 は、ミズナラ林内に比べると気温の日較差が大きく、20℃以上ある。絶滅危惧種 B、オミナエシの主な生育期間である 7 月〜9 月には、気温は 10℃〜30℃程度であった。

エゾカワラナデシコ

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で 82.7%、25/13℃区で 84%、22/10℃区で 58.7%、17/8℃区で 18.7%、10/6℃区で 6%となった（図 24）。

30/15℃で最大（82.7%）となり、佐久間（2019）が行った実験においても 30/15℃区で最大（73.8%）となったが、田村（2016）が 2015 年に行った実験では、25/13℃区で最大（72.0%）で、30/15℃区では 54.0%となり、福島（2015）が 2014 年に行った本種の発芽実験でも最終発芽率は 25/13℃区で最大となった。したがって本種の最適発芽温度は、25/13℃〜30/15℃の範囲にあると思われる。

冷湿処理を施していない種子を 25/13℃区で培養したところ、最終発芽率は 50.7%であった（図 25）。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で 84%であったことから、冷湿処理は本種の種子発芽を促進する効果があるといえる。篠原（2017）が 2016 年に行った実験および田村（2016）が 2015 年に行った実験、福島（2015）が 2014 年に行った実験でも、ほぼ同様の結果が得られている。したがって本種は冬を経験することによって種子の休眠が解除され、発芽が促進されるものと考えられる。

本種の種子散布期は初秋であり、上記の実験結果のように低温・高温いずれの温度条件下でも種子発芽率が低下すること、冬を経験しないと休眠解除されない種子が一定割合含まれることから、野外においては永続的な土壌シードバンクを形成すると推察される。

オミナエシ

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で 69.3%、25/13℃区で 56%、22/10℃区で 41.3%、17/8℃区で 29.3%、10/6℃区で 0.7%となった（図 26）。

すなわち本種は、高い温度条件でより発芽率が高く、低い温度条件では発芽率が低くなり、10/6℃区ではほとんど発芽しないという結果が得られた。この結果は福島（2015）や佐久間（2019）が行った実験と同様の結果だが、バヤンサン・プロフォルドル（2013）が行った実験では、25/13℃区が最も発芽率が高い結果となっている。以上の結果より、本種の発芽の最適発芽温度は 25/13℃以上と、高山地帯に生育する植物にしては幅広く高い温度であるといえる。このことは、本種が本来、山地から平地までの幅広い標高の里山地域で生育していたが、低地里山地域ではオーバーユース、アンダーユースの進行により生育できなくなり、結果的に標高の比較的高い現生育地が残存していることを示唆しているも

のと推察されるが、冷湿処理中に発芽した種子もあるため、さらに追試を行って精度を高める必要がある。

冷湿処理を施していない種子を 25/13℃区で培養したところ、最終発芽率は 4.7%であった（図 27）。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で、56%であったことから、冷湿処理は本種の種子発芽を促進する効果があるといえる。バヤンサン・プレフドルゴル（2013）が行った実験でも、同様の結果が得られていることから、本種は野外において冬を経験すると良く発芽するようになると考えられる。しかし足助（2016）が行った実験では、冷湿処理を施さなかった種子の最終発芽率は 83.7%と高かった。したがって、本種は冬を経験することによって発芽は促進されるが、その効果は限定的または不定であると言える。これは野生植物の多くに見られる生存方法で、種子成熟直後の秋に発芽することを回避し、冬を越えた後に発芽することによって、実生の生存率をより高めていると考えられる。

キオン

本種は冷湿期間中にすべてのシャーレで発芽が確認されたため、冷湿処理期間終了時に発芽していた種子の数をそれぞれ数えた後取り除き、残った種子を母数として培養実験を行うこととした。

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で 16%、25/13℃区で 36.7%、22/10℃区で 50%、17/8℃区で 62.7%、10/6℃区で 59.3%と、17/8℃区が最大となった（図 28）。

田村（2016）が行った同様の発芽実験では 22/10℃区で最大の最終発芽率（30.0%）となっている。以上の結果より、本種は 10/6℃という低温から 30/15℃という高温まで、広い温度域において発芽可能であるといえる。

冷湿処理を施していない種子を 25/13℃区で培養したところ、最終発芽率は 2.7%で低かった（図 29）。これは実験準備の際、未熟種子を多く選んでしまったためと考えられた。本種の種子は成熟・未成熟が見分けにくく、慎重に選別しないと未熟種子を多く選んでしまい、場合によっては整合性のない結果が出てしまうのかもしれない。今後さらに慎重に種子を選別して成熟種子のみを用いた追試を重ねる必要がある。

本種の種子は冬を経験しないと解除されないような休眠状態にはないと考えられ、野外において水分条件が整えば、早春から発芽可能（種子散布は初冬）であり、標高 1000m 前後程度の中山間地のやや湿った立地に生育する。こうした発芽特性を有することで、早春に気温が上昇し始めた後、あるいは降雨などで土壤水分が利用可能になった後に、気温が低い状態であっても他の種に先駆けて発芽し、生長を開始できるものと推察される。しかし、冬を経験することによってより多くの種子が休眠状態を解除されると考えられることから、現在の生育地よりも標高の低い地域に分布が拡大した場合、冬季の短縮や生育期の

気温上昇により、本種の発芽が抑制される可能性はあるが、その影響は限定的または不定である。

絶滅危惧種 B

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で 100.0%、25/13℃区で 98.0%、22/10℃区で 92.0%、17/8℃区で 92.7%、10/6℃区で 42.0%と、10/6℃区以外では比較的高い値となった（図 30）。櫻井（2018）が 2017 年に行った本種の発芽実験でも同様の結果が得られている。したがって、本種は広い温度域において発芽可能であるといえる。鈴木（1998）は絶滅危惧種 B の園芸品種の種子を用いて発芽実験を行い、15℃以上の温度で高い発芽率となるとした。本実験は野生の絶滅危惧種 B の種子を用いて行ったが、園芸品種と同様の結果となった。

冷湿処理を施していない種子を25/13℃区で培養したところ、最終発芽率は30.7%であった（図31）。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は25/13℃区で98.0%であり、櫻井（2018）が2017年に行った実験でも同様の結果が得られたことから、冷湿処理は本種の種子発芽を促進する効果があるといえる。したがって本種は野外において冬を経験することによって種子の休眠が解除され、発芽が促進されるものと考えられる。鈴木（1998）が絶滅危惧種Bの園芸品種の種子を用いた発芽実験では、冷湿処理を行わないで高い発芽率を得ているが、これは園芸改良のプロセスの中で休眠性を失ったためと推察される。

以上のことから、本種が現在の生育地よりも標高の低い地域に分布が拡大した場合、冬季の短縮や生育期の気温上昇により、多くの種子が休眠状態を解除されず、発芽が抑制され、種の存続に大きな悪影響が及ぼされる可能性があるといえる。

ハンゴンソウ

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で78%、25/13℃区で74.7%、22/10℃区で82.7%、17/8℃区で41.3%、10/6℃区で9.3%と、22/10℃区が最大となった（図32）。田村（2016）が行った同様の発芽実験では、最終発芽率は25/13℃区で最大（58.7%）となったことから、本種の最適発芽温度区は25/13℃～22/10℃であると推測される。

冷湿処理を施していない種子における最終発芽率は 17.3%であった（図 33）。冷湿処理を施した同温度区の種子と比較すると、冷湿処理を施した処理区で高い値を示している。このことから本種は冬を経験することによって種子の休眠が解除され、発芽が促進されるものと考えられる。

マツムシソウ

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で 50.0%、25/13℃区で 58.0%、22/10℃

区で 75.3%、17/8℃区で 40.7%、10/6℃区で 7.3%と、22/10℃区が最大となった（図 34）。櫻井（2018）が行った同様の発芽実験では同じ結果となったことから、22/10℃区が最適発芽温度と考えられることを示唆しているものと推察される。冷湿処理を施していない種子を 25/13℃区で培養したところ、最終発芽率は 25.3%であった（図 35）。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で 58.0%であったことから、冷湿処理は本種の種子発芽を促進する効果があるといえる。バヤンサン・プロフコルドル（2013）が行った実験でも、同様の結果が得られていることから、本種は野外において冬を経験すると良く発芽するようになると考えられる。これは野生植物の多くに見られる生存方法で、種子成熟直後の秋に発芽することを回避し、冬を越えた後に発芽することによって、実生の生存率をより高めていると考えられる。

以上のことから、本種は高温下において発芽が抑制されることや冬季の短縮が起これば、冷湿処理がかかりにくくなり、発芽に少なからず影響があると考えられる。したがって、気温の高い低地では本種の発芽が阻害されるため他種との競争で不利となり、結果的に榛名公園のような標高の高い里山に自生していると推察される。

4.9 榛名公園に自生する植物を異なる相対光量子密度で栽培した生長解析

エゾカワラナデシコ

本種の個体あたり乾燥重量は、初期サンプリング時に0.025g、最終サンプリングには、0.012（3%区）～0.042g（100%区）となった（表13）。

相対生長速度（RGR、 $\text{gg}^{-1}\text{day}^{-1}$ ）は、相対光量子密度100%区で0.021、13%区で0.011、9%区で-0.063、3%区で-0.069と、最も暗い3%区と9%区でマイナスにまで低下した（表14、図36）。すなわち、エゾカワラナデシコは相対光量子密度が高いほど良く生長し、3%という極端に暗い条件では生長できないと考えられる。

光合成活性を表す純同化率（NAR、 $\text{gm}^{-2}\text{day}^{-1}$ ）は、100%区で1.426、13%区で0.534、9%区で-2.206、3%区で-2.378と相対光量子密度が高い処理区ほど値も高くなり、3%区では著しく低い値となった（表14、図36）。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比（LAR、 m^2g^{-1} ）は、100%区で0.022、13%区で0.021、9%区で0.031、3%区で0.032と相対光量子密度の低い区ほど高くなった（表14、図36）。

以上の結果から、本種のRGRが相対光量子密度の高い区ほど高くなった原因は、NARの増加、すなわち光合成活性の増加であり、LARは100%区で低くなったが、NARの高さが補完したと考えられる。逆に相対光量子密度が低い環境では、本種のNARは低下するが、LARが増加してこれをある程度補完すると考えられる。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積（SLAm²g⁻¹）は、100%区で0.061、

13%区で0.031、9%区で0.085、3%区で0.084となった（表14、図36）。

以上から、本種は極端な被陰によって生長が著しく悪くなるが、ある程度他の植物に被陰されても、生長可能であると考えられる。実際、近年の野外調査で確認された本種の大きな個体群のひとつは、山裾の林縁に生育しており、ここは山体とミズナラ林により被陰されやや暗い状態であった。

沼ノ原ではビッチュウミヤコザサが大繁茂し優占している部分が広くあり、今後さらにササが拡大すると、本種の生育に大きく影響を及ぼす可能性がある。当地は時折ササ刈りが行われており、本種はこうした刈り取り管理の比較的高い場所でしばしば生育が確認された。したがって、今後もある程度の頻度でササ刈り管理が継続して行われることが、本種の保護保全には重要であると考えられる。

オミナエシ

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には0.009gであったが、最終サンプリング時には約0.013g（3%区）～約0.052g（100%区）であった（表13）。

相対成長速度（RGR、 $\text{gg}^{-1}\text{day}^{-1}$ ）は、3%区では約0.015、9%区では約0.086、13%区では約0.077、100%区では約0.124となった（表14、図37）。すなわち、本種は相対光量子密度が高い区でよく生長すると考えられる。

光合成活性を表す純同化率（NAR、 $\text{gm}^{-2}\text{day}^{-1}$ ）は、3%区では約0.41、9%区では約1.67、13%区では約1.83、100%区では約3.48となった（表14、図37）。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比（LAR、 m^2g^{-1} ）は、3%区では約0.055、9%区では約0.055、13%区では約0.048、100%区では約0.046であった、区間で有意の差はなかった（表14、図37）。

以上の結果から、本種のRGRが相対光量子密度の高い区ほど高くなった原因は、NAR、すなわち光合成活性の変化であると考えられる。したがって生育地の光量子密度が高いほど、本種の光合成活性が促進され、光合成産物の葉への分配率は変化せず、結果として生長速度は促進されると考えられる。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積（SLA、 m^2g^{-1} ）は、3%区では約0.126、9%区では約0.067、13%区では約0.058、100%区では約0.043となった、（表14、図37）、区間で有意の差はなかった。そのため、結果としてLARは区間で有意の差がなかったものと考えられる。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率であるLWRは約48%～約61%、茎の重量比であるSWRは約20%～約30%、根の重量比であるRWRは約9%～約20%となった（図37）。葉の重量比（LWR）は相対光量子密度が高い区ほど比率も高くなっているが、13%区と100%区では大きな差は見られなかった。

以上の結果から、本種は明るい環境を生育適地とし、ある程度の被陰であれば生長速度は低下するが生育は可能であると推察される。沼ノ原にはススキが優占している草原部分が広くあり、本種はこうした中程度の被陰を受ける場所でしばしば生育が確認された。したがって、今後もある程度の頻度で草刈り管理を継続して、ススキが優占している草原を維持することが、本種の保全には重要であると考えられる。

絶滅危惧種 B

本種の各個体の平均乾燥重量は、初期サンプリング時には約 0.012g であったが、最終サンプリング時には約 0.006g (3%区)、約 0.036g (9%区)、約 0.029g (13%区)、約 0.036g (100%区) であった (表 13)。

相対生長速度 (RGR、 $\text{g g}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、3%区で -0.055 と低かった、9%区で 0.036、13%区で約 0.030、100%区で約 0.033 となった (表 14、図 38)。

光合成活性を表す純同化率 (NAR、 $\text{g m}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、3%区で -0.891、9%区で 0.967、13%区で 0.824、100%区で 1.451 と、相対光量子密度 100%区で最も高くなった (表 14、図 37)。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR、 m^2g^{-1}) は、3%区で 0.072、9%区で 0.040、13%区で約 0.037、100%区で 0.031 となった (表 14、図 38)。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA、 m^2g^{-1}) は、3%区で 0.166、9%区で 0.086、13%区で 0.085、100%区で 0.061 と、相対光量子密度が低い区ほど高くなった (表 14、図 38)。

器官別重量比 (WR) のうち葉の重量比である LWR は約 45%—約 66%、茎の重量比である SWR は約 7%—約 13%、根の重量比である RWR は約 25%—約 50%となった (図 38)。

以上の結果から、本種は明るい環境を生育適地とし、ある程度の被陰であれば生長速度は低下するが生育は可能であると推察される。沼ノ原にはススキが優占している草原部分が広くあり、本種はこうした中程度の被陰を受ける場所でしばしば生育が確認された。したがって、今後もある程度の頻度で草刈り管理を継続して、ススキが優占している草原を維持することが、本種の保全には重要であると考えられる。

4.10 榛名公園に自生する植物を異なる温度条件下で栽培した生長解析

エゾカワラナデシコ

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には 0.031g であったが、最終サンプリング時には約 0.128g (30/15℃区) —約 0.103g (10/6℃区) であった (表 13)。

相対成長速度 (RGR、 $\text{g g}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、10/6℃区では約 0.061、17/8℃区では約 0.072、22/10℃区では約 0.073、25/13℃区では約 0.084、30/15℃区では約 0.102 となった (表 14、図 39)。本種は温度が高い環境下でよく生長し、温度が低い環境下では生長が悪くなると考えられ

る。

光合成活性を表す純同化率 (NAR、 $\text{g m}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、10/6°C区では約 2.892、17/8°C区では約 3.470、22/10°C区では約 3.193、25/13°C区では約 3.426、30/15°C区では約 4.116 となった (表 14、図 39)、30/15°C区が最も高い結果となった。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR、 m^2g^{-1}) は、10/6°C区では約 0.031、17/8°C区では約 0.028、22/10°C区では約 0.032、25/13°C区では約 0.032、30/15°C区では約 0.032 であり (表 14、図 39)、有意の差はなかった。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA、 m^2g^{-1}) は、10/6°C区では約 0.024、17/8°C区では約 0.020、22/10°C区では約 0.026、25/13°C区では約 0.025、30/15°C区では約 0.026 となった (表 14、図 39)。

器官別重量比 (WR) のうち葉の比率である LWR は約 70%—約 80%、茎の重量比である SWR は約 6%—約 10%、根の重量比である RWR は約 10%—約 20%となった (図 39)。

本研究において、10/6°C—30/15°Cまでの範囲では栽培温度が高いほど RGR が高かったこと、および 15/10°Cの栽培条件では実生がほとんど生存できなかった (櫻井 2017) ことから、本種は現在の群馬県内では標高 1000m を越える寒冷地に生育するが、本質的には高山植物ではない可能性がある。

しかし、本種の種子の発芽は冷湿処理を受けることによって発芽率が高まることから、温暖な低標高地域において冬季が短縮された場合、休眠解除に十分な冷湿処理を受けられなくなる可能性がある。その場合、野外において種子生産の翌年の発芽率が低下し、個体群維持に悪影響を及ぼす危険性が想定される。

オミナエシ

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には 0.009g であったが、最終サンプリング時には約 0.036g (30/15°C区) —約 0.035g (10/6°C区) であった (表 13)。

相対成長速度 (RGR、 $\text{g g}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、10/6°C区では約 0.100、17/8°C区では約 0.081、22/10°C区では約 0.116、25/13°C区では約 0.122、30/15°C区では約 0.098 となった (表 14、図 40)。本種は 22/10°C—25/13°C温度区でよく生長する。

光合成活性を表す純同化率 (NAR、 $\text{g m}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、10/6°C区では約 2.965、17/8°C区では約 2.134、22/10°C区では約 3.878、25/13°C区では約 4.236、30/15°C区では約 2.808 となった (表 14、図 40)、25/13°C区が最も高い結果となった。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR、 m^2g^{-1}) は、10/6°C区では約 0.050、17/8°C区では約 0.050、22/10°C区では約 0.047、25/13°C区では約 0.047、30/15°C区では約 0.051 であり (表 14、図 40)、有意の差はなかった。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA、 m^2g^{-1}) は、10/6°C区では

約 0.067、17/8℃区では約 0.046、22/10℃区では約 0.067、25/13℃区では約 0.047、30/15℃区では約 0.055 となった（表 14、図 40）。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率である LWR は約 34%～約 50%、茎の重量比である SWR は約 19%～約 31%、根の重量比である RWR は約 30%～約 40%となった（図 40）。

足助（2016）は本種について圃場でガラス温室（外気温+2℃上昇）を用いた栽培実験を行い、+2℃の温暖化の範囲であれば生長には有意な差はないという結果を得ている。

以上の結果から、オミナエシの生長に対する生育期の気温上昇の悪影響は少なく、冬季が短縮されればむしろ生長が促進と考えられる。

本研究においても、10/6℃～30/15℃までの範囲では栽培温度が高いほど RGR が高かったこと、および 15/10℃の栽培条件では実生がほとんど生存できなかった（櫻井 2017）ことから、本種は現在の群馬県内では標高 1000m を越える寒冷地に生育するが、本質的には高山植物ではない可能性がある。

しかし、本種の種子の発芽は冷湿処理を受けることによって発芽率が高まることから、温暖な低標高地域において冬季が短縮された場合、休眠解除に十分な冷湿処理を受けられなくなる可能性がある。その場合、野外において種子生産の翌年の発芽率が低下し、個体群維持に悪影響を及ぼす危険性が想定される。

絶滅危惧種 B

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には 0.132g であったが、最終サンプリング時には約 0.251g（30/15℃区）～約 0.123g（10/6℃区）であった（表 13）。

相対成長速度（RGR、 $\text{g g}^{-1}\text{day}^{-1}$ ）は、10/6℃区では約-0.021、17/8℃区では約 0.004、22/10℃区では約 0.025、25/13℃区では約 0.018、30/15℃区では約 0.019 となった（表 14、図 41）。本種は 22/10℃温度区ではよく生長する。

光合成活性を表す純同化率（NAR、 $\text{g m}^{-2}\text{day}^{-1}$ ）は、10/6℃区では約-0.911、17/8℃区では約 0.336、22/10℃区では約 0.761、25/13℃区では約 1.364、30/15℃区では約 1.341 となった（表 14、図 41）、25/13℃区が最も高い結果となった。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比（LAR、 m^2g^{-1} ）は、10/6℃区では約 0.018、17/8℃区では約 0.014、22/10℃区では約 0.014、25/13℃区では約 0.016、30/15℃区では約 0.016 であり（表 14、図 41）、有意の差はなかった。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積（SLA、 m^2g^{-1} ）は、10/6℃区では約 0.049、17/8℃区では約 0.046、22/10℃区では約 0.027、25/13℃区では約 0.042、30/15℃区では約 0.043 となった（表 14、図 41）。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率である LWR は約 27%～約 45%、茎の重量比である SWR は約 4%～約 7%、根の重量比である RWR は約 48%～約 65%となった（図 41）。

本研究において、10/6℃～30/15℃までの範囲では栽培温度が高いほど RGR が高かったこと、および 15/10℃の栽培条件では実生がほとんど生存できなかった（櫻井 2017）ことから、本種は現在の群馬県内では標高 1000m を越える寒冷地に生育するが、本質的には高山植物ではない可能性がある。

しかし、本種の種子の発芽は冷湿処理を受けることによって発芽率が高まることから、温暖な低標高地域において冬季が短縮された場合、休眠解除に十分な冷湿処理を受けられなくなる可能性がある。その場合、野外において種子生産の翌年の発芽率が低下し、個体群維持に悪影響を及ぼす危険性が想定される。

マツムシソウ

本種の個体当たりの乾燥重量平均値は、初期サンプリング時には 0.025g であったが、最終サンプリング時には約 0.157g（30/15℃区）～約 0.07g（10/6℃区）であった（表 13）。

相対成長速度（RGR、 $\text{g g}^{-1}\text{day}^{-1}$ ）は、10/6℃区では約 0.041、17/8℃区では約 0.064、22/10℃区では約 0.079、25/13℃区では約 0.068、30/15℃区では約 0.145 となった（表 14、図 42）。本種は温度が高い区ではよく生長するといえる。

光合成活性を表す純同化率（NAR、 $\text{g m}^{-2}\text{day}^{-1}$ ）は、10/6℃区では約 1.693、17/8℃区では約 3.275、22/10℃区では約 4.100、25/13℃区では約 3.394、30/15℃区では約 7.299 となった（表 14、図 42）、30/15℃区が最も高い結果となった。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比（LAR、 m^2g^{-1} ）は、10/6℃区では約 0.028、17/8℃区では約 0.026、22/10℃区では約 0.027、25/13℃区では約 0.027、30/15℃区では約 0.027 であり（表 14、図 42）、有意の差はなかった。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積（SLA、 m^2g^{-1} ）は、10/6℃区では約 0.019、17/8℃区では約 0.015、22/10℃区では約 0.015、25/13℃区では約 0.016、30/15℃区では約 0.016 となった（表 14、図 42）。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率である LWR は約 77%～約 83%、茎の重量比である SWR は約 5%～約 10%、根の重量比である RWR は約 8%～約 16%となった（図 42）。

本研究において、10/6℃～30/15℃までの範囲では栽培温度が高いほど RGR が高かったこと、および 15/10℃の栽培条件では実生がほとんど生存できなかった（櫻井 2017）ことから、本種は現在の群馬県内では標高 1000m を越える寒冷地に生育するが、本質的には高山植物ではない可能性がある。

しかし、本種の種子の発芽は冷湿処理を受けることによって発芽率が高まることから、温暖な低標高地域において冬季が短縮された場合、休眠解除に十分な冷湿処理を受けられなくなる可能性がある。その場合、野外において種子生産の翌年の発芽率が低下し、個体群維持に悪影響を及ぼす危険性が想定される。

5. 総合考察

本研究により、榛名山一帯には、絶滅危惧種 A をはじめとする多数の絶滅危惧・希少植物種が生育できる良好な里地・里山地域が存続していることが明らかになった。

本研究の現地調査によって、西榛名地域では、23 種の希少種および絶滅危惧種を含む在来種 71 種の生育が確認され、植物種多様性の高い地域であることが判明した。

絶滅が危惧されているヒメアマナおよびサイハイランの開花個体調査では、毎年同多数の開花個体が確認されていることから、良好な生育環境が維持されていると推察される。

本研究および以前から行われている現地モニタリング調査によって、当地域が国内でも有数の絶滅危惧種 A の自生地であることがさらに詳細に解明された。西榛名地域ではこれまでのモニタリング調査結果とほぼ同等の開花株数が確認され、北榛名地域の CN 寺沢川 1～3 においては新たなエリアを調査し、多くの開花個体を確認することができた。ただし、草木の繁茂が著しい地点や傾斜の厳しい川沿いの崖付近など調査が行えなかったエリアもあり、今後も新たな開花株が確認される可能性がある。

絶滅危惧種 A の花柱構成比および等花柱花の出現には、採取年や採取地点の違いによって結果に差異が認められた。花柱構成比については、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 寺沢川、CN 十二が原墓場では長花柱花と短花柱花の割合はおおよそ 1 : 1 であったが、西榛名地域の CN 新産地 1、2 では、1 : 1 から大きく外れた。等花柱花は CN 寺沢川 3 では確認できなかったものの、それ以外の地点では一定数確認されており、絶滅危惧種 A の遺伝的多様性や種子生産が低下していなくとも等花柱花は存在することが明らかになった。

絶滅危惧種 A の結実率については、正常結実と散布済みの割合を併せると、2018 年および 2019 年いずれの年の調査においても、種子が採取できなかった CN 新産地 1、2 を除く全ての地点で 30%を超えた。一方で、2018 年調査ではほとんどの地域で未熟の割合 30%以上となり、草木の繁茂などによる光環境の劣化で種子の成熟が阻害されていると懸念される。実際、2018 年産の絶滅危惧種 A 種子は、生存検定においても冷湿処理においても、ほとんど発芽しなかった。

CN 寺沢川 3 では、2018 年において食失による種子の消失が顕著で、その割合は 22.0%と、他地点より 13～20%程高かったが、2019 年には 3.7%と CN 夢の花園と同等の低い値となり、逆にその他の地点で食失は 10%～13%へと上昇した。食失は、ハナムグリハネカクシ属の昆虫によって、絶滅危惧種 A の花および果実が食い荒らされたものと考えられるため、植食性昆虫の個体群動態に大きく影響されたものと考えられる。

絶滅危惧種 A の自生地では、時々クロホ病に冒された絶滅危惧種 A がみられる。その病

原菌は、シベリアですでに報告されていたに特異的な黒穂病菌によるものである。黒穂病という病名は、その病徴を表している。すなわち、果実が成熟する季節になると、病気に冒された絶滅危惧種 A では、果実のなかに種子のかわりに黒い胞子が詰まっているのがみられる。この病気が認められる絶滅危惧種 A 局所個体群では毎年決まって症状が認められ、しかも、それはクローンレベルで一貫している。すなわち、症状が認められるクローン（ジェネット）では毎年一貫して黒穂病の病徴が認められる（鷲谷 2006）。クロホ菌によるクロホ病が原因である病失は、前の年に感染が見られた株では翌年も確実に感染が見られ、場所によってはクローン生長に伴って感染個体数が増えることもある（鷲谷 1998）ので、種子繁殖によって遺伝的に異なる個体が増えていかないと、クロホ病の防除ができないばかりか病気の個体数が拡大する危険性がある。2018 年の調査では、病失はいずれの地点でも確認されなかった。ところが 2019 年の調査では 8%以上の割合で全ての調査地点で確認された。病失は福島（2015）、嶋方（2016）、山里（2017）による 2014 年～2016 年の研究では、全体として 0～10%程度と低い値となった。一方で、塚越（2013）、大林（2014）による 2012 年～2013 年の研究では 25%～36%程度と割合が高かった。

以上の結果より、絶滅危惧種 A の種子の損失となる要因である病失および食失の割合は、年変動が大きく、サンプル数や調査者の判断基準の違いにより誤差がある可能性があるため、今後も継続的調査を行う必要がある。

絶滅危惧種 A の種子の生存検定の結果から、-80℃の冷凍保存によって種子の発芽率を大きく損ねることなく長期保存が可能であることが明らかになった。ただし、さらに冷凍保存年数が経過しても有効性が保たれるのかは未知数であり、今後も実験を続け冷凍保存効果の検証を続ける必要がある。

また絶滅危惧種 A の種子に対する、4℃の冷蔵保存および 2 回の冷湿処理の結果から、種子の発芽可能期間=生存期間は 2 年程度と非常に短く、永続的な土壌シードバンクを形成しないことが強く示唆された。したがって、冷凍保存による人工的なシードバンクを確立することは、絶滅危惧種の保全に非常に重要なことと考えられる。ただし、冷湿処理だけでは全ての種子の休眠は解除できず、その他の要因の存在や、冷湿処理期間の不足などが考えられる。

以上のことから、自生地において絶滅危惧種 A の種子の多くが発芽しないまま死亡していると考えられる。したがって、絶滅危惧種 A の孤立や分断を防ぎ、種子の生産が毎年確実に行われるように、今後も自生地環境の保全を行う必要がある。

絶滅危惧種 A は本来草原性の春植物であるが、これまで（塚越 2013、嶋方 2016）および本研究の栽培実験の結果によれば、9%～13%程度の被陰下でも相対生長速度はあまり低下しない。絶滅危惧種 A は 9%～13%程度という、自然界においては落葉広葉樹林の林床やススキ草原内などに相当する中程度の被陰下では相対生長速度はあまり低下せず、その

原因は相対光量子密度が低い環境では、本種の NAR は低下するが、LAR が増加してこれがある程度補完するためと考えられる。

絶滅危惧種 A は初夏に被陰を受ける落葉樹林下においても生長し結実することができると考えられ、このため落葉樹林下においても長期間生存してきたものと推察される、このような土地利用歴を有する場所は、西榛名地域だけでなく榛名山一帯で存在すると思われる。

北榛名地域の寺沢川流域では、戦前は荒地または草原であったが戦後にスギ人工林とされている場所が皆伐されると、その直後に多くの絶滅危惧種 A の開花が見られていることになる。こうした土地利用歴を有する場所は、榛名山系全体で広く見られる。

榛名山一帯において、戦前に荒地または草原であった各所に絶滅危惧種 A が多数生育していたが、戦後のスギ植林により衰退し、長期間にわたって確認できなくなったが、地下茎で生き残り、スギの皆伐で光環境が改善されると速やかに生長し開花に至る。

この仮説を検証するためにも、今後はさらに広域を対象として、スギ人工林等が皆伐された地点を確認し、絶滅危惧種 A の有無を確認していく必要がある。

榛名山一帯には、コナラやハルニレなど落葉広葉樹の植林地が広がっており、本種はこうした春に非常に明るく、その後樹木の展葉によって中程度の被陰を受ける場所でしばしば生育が確認された。したがって、今後も落葉広葉樹の植林地の管理を継続し維持することが、本種の保全には重要であると考えられる。

絶滅危惧種 A が現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大した場合、気温が高くなるので生長が促進されるものと考えられる。しかし、本研究における発芽実験の結果から、冬季の短縮が起これば、冷湿処理がかかりにくくなり、発芽に少なからず影響があると考えられる。すなわち、発芽期における気温上昇により、休眠する種子が増え、発芽に至る種子が少なくなるものと考えられる。また他の植物との競合により被圧されると光環境が悪化し、本研究で明らかになったように、生長が阻害される。以上の結果から、絶滅危惧種 A が現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大することは、生態学的には非常に難しく、里山保全や地球温暖化の防止など、人為的な保全対策が不可欠と考えられる。

榛名公園沼ノ原に生育している絶滅危惧種 B は RGR が相対光量子密度 100%～9%区間まで有意の差はなかった、そして、LAR は 3%区になると高くなることから、絶滅危惧種 B は草原に生育していることだと考えられる。

オミナエシは、RGR が相対光量子密度の高い区ほど高くなった。草原に生育していることだと考えられる。

絶滅危惧種 B、オミナエシは 25/13℃区～30/15℃区で最も相対生長速度が高くなったこ

とから、本質的な高山植物ではない可能性がある。実際、この2種は「秋の七草」であり、かつては人里近くに自生していた植物である。エゾカワラナデシコおよびマツムシソウも同様の結果が得られたが、この2種は標高の低い地域での自生報告はない。

絶滅危惧種 B、オミナエシが群馬県内において、現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大した場合、気温が高くなるので、本研究で明らかになったように、生長が促進されるものと考えられる。しかし、本研究における発芽実験の結果から、冬季の短縮が起これば、冷湿処理がかかりにくくなり、発芽に少なからず影響があると考えられる。櫻井（2018）が2017年に行った実験でも同様の結果が得られたことから、冷湿処理は本種の種子発芽を促進する効果があるといえる。したがって本種は野外において冬を経験することによって種子の休眠が解除され、発芽が促進されるものと考えられる。すなわち、発芽期における気温上昇により、休眠する種子が増え、発芽に至る種子が少なくなるものと考えられる。また他の植物との競合により被圧されると光環境が悪化し、本研究で明らかになったように、生長が阻害される。以上の結果から、絶滅危惧種 B、オミナエシが群馬県内で現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大することは、生態学的には非常に難しく、里山保全や地球温暖化の防止など、人為的な保全対策が不可欠と考えられる。

櫻井（2018）によると、榛名公園は、戦前および戦後は畑や牧草用草原として利用されてきた。その後次第に利用されなくなり、ミズナラなどの樹木が生長して点在し、ビッチュウミヤコザサが大繁茂し優占している部分が拡大している。当地は観光用に時折下草刈りが行われており、これが原因で多数の植物が生育していると考えられる。

しかし今後さらにササや樹木が拡大すると、これらの植物の生育に大きく影響を及ぼす可能性がある。したがって、今後もある程度の頻度で下草刈り管理が継続して行われることが、これらの植物の保護保全には重要であると考えられる。

榛名公園内では、遊歩道沿いでユウスゲが多く生育しており、観光客も多く訪れる。本年度の調査中でも遊歩道沿いでスケッチや写真を撮楽しむ多くの方々に会うことができ、生態系サービスの一部である文化的サービスにおいても非常に価値の高い地域であるといえる。このことを踏まえ観光客の動向を見ながら、県立榛名公園の良好な自然環境を維持するために長期的なモニタリングを行っていくことがこれからも必要となってくると考える。

絶滅危惧種Aの栽培実験の結果によれば、相対光量子密度9%～100%区間では良く生長し、3%という極端に暗い条件では生長できないことから、自然界においては落葉広葉樹林の林床やススキ草原内などに相当する中程度の被陰下では相対生長速度はあまり低下していない。このような土地利用歴を有する場所は、西榛名地域だけでなく榛名山一帯で存在すると思われる。榛名山一帯には、コナラやハルニレなど落葉広葉樹の植林地が広がっており、本種はこうした春に非常に明るく、その後樹木の展葉によって中程度の被陰を受ける場所で

しばしば生育が確認された。したがって、今後も落葉広葉樹の植林地の管理を継続し維持することが、本種の保全には重要であると考えられる。

日本においては、戦後の経済の発展につれ、1960 年代以前に存在していた食料、燃料、肥料、飼料、建築材の供給源としての里山の意義は薄れていき、また 21 世紀に入ってから、少子化問題により、ますます里山の維持管理が困難になりつつある。ところが、絶滅危惧種 A の生育地である榛名山一帯は、今日でも米・野菜・林産物の生産の場としての農地および二次林が維持され利用されている。この状況が続くならば、絶滅危惧種 A の良好な生育環境を維持できるだろう。ただし、農業者の減少を食い止める産業政策は、本稿の主題ではないので、別の研究が必要である。

榛名公園沼ノ原は、戦前および戦後は畑や牧草用草原として利用されてきた。その後次第に利用されなくなり、ミズナラなどの樹木が生長して点在し、ビッチュウミヤコザサが大繁茂し優占している部分が拡大している（プレフドルゴル 2013）。ここに自生する絶滅危惧種 B、オミナエシは 25/13℃区～30/15℃区で最終発芽率および相対生長速度が最も高くなったことから、本来は高山に生育する植物ではない可能性がある。

しかし、絶滅危惧種 B、オミナエシは群馬県内の平野部にはほとんど現存しない。両種が現在の生育地である沼ノ原よりも標高の低い場所に分布を拡大できない理由は、発芽実験の結果から、冬季が短いと冷湿処理がかからず発芽しにくくなること、および栽培実験の結果から、良好な生長には 9%以上の光環境が必須なため、他の植物との競合により被圧されると生長が阻害されるためと考えられる。以上の結果から、絶滅危惧種 B、オミナエシが群馬県内で現在の生育地よりも標高の低い場所に分布を拡大することは、生態学的には非常に難しく、樹木の伐採や定期的な草刈りによる自生地 of 里山的保全や地球温暖化の防止など、人為的な保全対策が不可欠と考えられる。

当地は高崎市観光協会により、観光用に定期的な下草刈りが行われており、これが原因で多数の植物が生育していると考えられている（プレフドルゴル 2013）。今後も下草刈りが継続して実施されることが、両種が現在の生育地である沼ノ原で生き延びるために必須であると考えられる。

6. 謝辞

本研究は、群馬大学社会情報学部・情報社会科学科・石川真一教授のご指導の下、環境科学研究室において行われた研究であります。

本研究を進めるにあたり多くの方々にお世話になりました。石川真一教授には最後まで熱心なご指導・ご助言を賜りました。

西榛名地域での調査におきましては、群馬県自然環境調査研究会・大平満氏にご協力いただきました。

また、共同研究に取り組んだ佐久間澄香氏、同時期に修士論文に取り組んだ馬圓氏をはじめとする研究室の皆様のご協力なしには完成し得なかったものであります。心から感謝し、厚く御礼申し上げます。

7. 引用文献・web ページ

- 石井実 (2005) 生態学から見た里山の自然と保護 講談社 5 6.
- 石井実 (2005) 生態学から見た里山の自然と保護 講談社 149 160 163.
- 犬井正 (2002) 里山と人の履歴 新思索社 15.
- 岩槻邦男 (2010) 生物多様性 COP10 へ (森林環境研究会編) 朝日新聞出版. 12.
- 大住克博・深町加津枝 (2001) 里山・里海 自然の恵みと人々の暮らし 朝倉書店 4.
- 草刈秀紀 (2010) 生物多様性の基礎知識 日刊工業新聞社 3. 4. 93. 134. 137.
- 香坂玲 (2010) 生物多様性 COP10 へ: COP10 の論点と愛知・名古屋以降の課題 朝日新聞出版 21.
- 齊藤修・柴田英昭・市川薫・中村俊彦・本田裕子・森本淳子 (2012) 里山・里海と生態系サービス-概念的枠組み. 里山・里海 -自然の恵みと人々の暮らし- (日本の里山・里海評価委員会編) 朝倉書店 13-14、17、21-24.
- 櫻井翠 (2018) 榛名山の里山地域に生育する植物種に対する地球温暖化の直接影響に関する生態学的研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.
- 佐藤永・嶋田正和・竹門康弘・中岡雅裕・村岡裕由 (2012) 「生態学入門第2版」東京化学同人 229-231 239-242.
- 篠原大勇 (2017) 榛名山上部の里山地域に生育する希少植物種の保全方法に関する生態学的研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.
- 嶋方里佳 (2016) 榛名山西部の里山地域に生育する希少植物種の保全方法に関する生態学的研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.
- 生物多様性政策研究会 (2002) 生物多様性キーワード事典 中央法規 90. 158. 162.
- 武内和彦 (2001) 里山の環境学 東京大学出版会 2.
- 田村一志 (2016) 榛名山北部の里山地域に生育する希少植物種の保全方法に関する生態学的研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.
- 恒川篤史 (2001) 2.1 日本における里山の変遷. 里山の生態学 (武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史編) 東京大学出版会 49.
- 服部保 (2005) 生態学から見た里山の自然と保護 講談社サイエンティフィク 159 160 161 163 164.
- バヤンサン プレフドルゴル (2013) 群馬県の亜高山帯における自然観光資源としての植物の保全のための環境科学的研究 群馬大学院社会情報学研究科修士論文.
- 日比保史・千葉知世 (2010) 生物多様性 COP10 へ (森林環境研究会編) 朝日新聞出版 28.
- 松澤篤郎・木暮市郎・青木雅夫・大森威宏・増田和明 (2003) (2) 植生. 2. 草地・草原地域. 榛名山. 良好な自然環境を有する地域学術調査報告書 (XXIX) 132.

Millennium Ecosystem Assessment (2007) 生態系サービスと人類の将来 オーム社 68.
日比保史・千葉知世 (2010) 生物多様性 COP10 へ (森林環境研究会編) 朝日新聞出版 26.
鷺谷いづみ (1998) 絶滅危惧種 A の目-保全生態学とは何か 地人書館 89-92.
鷺谷いづみ (1999) 生物保全の生態学 共立出版株式会社 122 123.
鷺谷いづみ・武内和彦・西田睦 (2005) 生態系へのまなざし 東京大学出版会 291.
鷺谷いづみ (2006)
鷺谷いづみ (2010) 生物多様性入門 岩波書店 10-13.
鷺谷いづみ (2016) 生態学 基礎から保全へ 培風館 134 140.
渡辺綱男 (2010) 生物多様性 COP10 へ:特集 1 愛知・名古屋 COP10 に向けて 朝日新聞出版 40 41.

引用 web ページ

環境省 HP 「SATOYAMA イニシアティブ」

https://www.env.go.jp/nature/satoyama/pamph/j_satoyama_pamph.pdf

環境省 HP 生物多様性国家戦略 2012-2020

https://www.biodic.go.jp/biodiversity/about/initiatives/files/2012-2020/01_honbun.pdf

IUCN 日本委員会 HP レッドリストカテゴリー

<http://www.iucn.jp/species/redlistcategory.html>

環境省 HP 自然環境・生物多様性

<https://www.env.go.jp/nature/kisho/hozen/redlist/index.html>

8.写真・表・図



写真 1 西榛名地域における里山風景 二次林（撮影日：2018 年 9 月 28 日）



写真 1（続） 榛名山県立公園沼ノ原 散策歩道（撮影日：2018 年 7 月 30 日）

写真 2

撮影日：2019 年 4 月 21 日

写真 2（続）

撮影日： 2019 年 6 月 9 日

写真 2（続）絶滅危惧種 A

撮影日：2019 年 5 月 10 日

写真 2（続）
日

撮影日：2019 年 8 月 8



写真 2（続） 榛名公園に自生する希少種エゾカワラナデシコ（撮影日：2019 年 6 月 9 日）



写真 2（続） 榛名公園に自生する在来種 キオン（撮影日：2019 年 6 月 9 日）

写真 3 絶滅危惧種 A の花柱型

左上：柱頭が高く、葯が低い位置にある長花柱花（pin）

右上：柱頭が低く、葯が高い位置にある短花柱花（thrum）

左下・右下：等花柱花（homo）は、柱頭と葯が同じ高さのものを指すが、写真のように柱頭がやや低いもの（左下）や、やや高いもの（右下）が確認された

表 1 野外調査の日程・調査内容・調査場所一覧

表 2 絶滅危惧種 A 種子の冷凍保存期間一覧

地点 (CN)	採取年度	−80℃冷凍保存期間
第二ワシタニヒルズ	2016	2年
夢の花園	2016	2年
寺沢川	2016	2年
十二が原墓場	2016	2年
第二ワシタニヒルズ	2017	1年
ワシタニヒルズ	2017	1年
夢の花園	2017	1年
寺沢川①	2017	1年
寺沢川②	2017	1年
十二が原墓場	2017	1年
第二ワシタニヒルズ	2018	1年
ワシタニヒルズ	2018	1年
夢の花園	2018	1年
寺沢川①	2018	1年
寺沢川②	2018	1年
寺沢川③	2018	1年
十二が原墓場	2018	1年

表 3 発芽実験日程一覧

表 3（続き） 発芽実験日程一覧
絶滅危惧種 A ジベレリン処理（生存検定）

絶滅危惧種 A 冷湿処理

表 4 栽培実験日程一覧

表 5 西榛名地域において生育が確認された植物およびその生態学的特徴一覧

調査日は、2018 年 4 月 15 日、5 月 5 日、5 月 9 日、5 月 11 日、6 月 7 日、6 月 26 日、9 月 28 日であった。

表 5 (続き) 西榛名地域において生育が確認された植物およびその生態学的特徴一覧

表 6 調査地域で確認した希少種および絶滅危惧種

表 7 発芽実験を行った植物種の最終発芽率

表 8 発芽実験における絶滅危惧種 A（生存検定：ジベレリン処理）の最終発芽率一覧

種子採取年	採取地 (CN)	冷凍保存期間	次亜塩素酸+トリトンX消毒	温度区	最終発芽率 (%)	標準偏差
2016	第二ワシタニヒルズ	2年	5分間	25/13℃	74.0%	8.7
2016	夢の花園	2年	5分間	25/13℃	90.7%	14.5
2016	寺沢川	2年	5分間	25/13℃	50.7%	2.3
2016	十二が原墓場	2年	5分間	25/13℃	90.0%	0.0
2017	第二ワシタニヒルズ	1年	5分間	25/13℃	68.0%	12.5
2017	ワシタニヒルズ	1年	5分間	25/13℃	56.7%	17.0
2017	夢の花園	1年	5分間	25/13℃	90.0%	2.8
2017	寺沢川①	1年	5分間	25/13℃	57.3%	6.1
2017	寺沢川②	1年	5分間	25/13℃	66.0%	5.3
2017	十二が原墓場	1年	5分間	25/13℃	94.0%	5.7

種子採取年	採取地 (CN)	冷凍保存期間	次亜塩素酸+トリトンX消毒	温度区	最終発芽率 (%)	標準偏差
2018	第二ワシタニヒルズ	1年	5分間	25/13℃	16%	7.2
2018	ワシタニヒルズ	1年	5分間	25/13℃	10%	7.2
2018	夢の花園	1年	5分間	25/13℃	6%	2.0
2018	寺沢川①	1年	5分間	25/13℃	5.3%	1.2
2018	寺沢川②	1年	5分間	25/13℃	5.3%	3.1
2018	寺沢川③	1年	5分間	25/13℃	1.3%	1.2

表 9 発芽実験における絶滅危惧種 A（冷湿処理）の最終発芽率一覧

種子採取年	採取地(CN)	冷凍保存期間	次亜塩素酸＋トリトンX消毒	温度区	第1回冷湿処理後		第2回冷湿処理後	
					最終発芽率(%)	標準偏差	最終発芽率(%)	標準偏差
2016	第二ワシタニヒルズ	2年	5分間	25/13℃	3.3%	3.1	11.3%	2.3
2016	夢の花園	2年	5分間	25/13℃	14.7%	2.3	30.7%	15.5
2016	寺沢川	2年	5分間	25/13℃	0.7%	1.2	0.7%	1.2
2016	十二が原墓場	2年	5分間	25/13℃	2.7%	1.2	22.0%	6
2017	第二鷺谷ヒルズ	1年	5分間	25/13℃	2.7%	2.3	16.0%	7.2
2017	鷺谷ヒルズ	1年	5分間	25/13℃	6.0%	2.0	14.7%	6.1
2017	夢の花園	1年	5分間	25/13℃	12.0%	4.0	43.3%	2.3
2017	寺沢川①	1年	5分間	25/13℃	4.0%	2.0	4.7%	2.3
2017	寺沢川②	1年	5分間	25/13℃	7.3%	5.0	8.0%	8.7
2017	十二が原墓場	1年	5分間	25/13℃	1.3%	1.2	26.0%	14

表 10 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、
-80℃冷凍)の影響まとめ 1.ワシタニヒルズ

2015 年(嶋方 2016)、2016 年(山里 2017)、2017 年(諏訪間 2018)および 2018 年(本研究)に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2008	ワシタニヒルズ	5年	2年	5.33	3.06	嶋方
2011	ワシタニヒルズ	2年	2年	4.00	3.46	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	2年	64.00	8.72	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	50.67	15.01	諏訪間
2013	ワシタニヒルズ	-	2年	73.33	9.45	嶋方
2015	ワシタニヒルズ	-	1年	96.00	2.00	山里
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	79.33	6.43	諏訪間
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	74.67	18.04	諏訪間
2017	ワシタニヒルズ	-	1年	56.70	17.00	佐久間・管雪

表 10(続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、-80℃冷凍)の影響まとめ 2.第二ワシタニヒルズ

2015 年(嶋方 2016)、2016 年(山里 2017)、2017 年(諏訪間 2018) および 2018 年(本研究)に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2008	第二ワシタニヒルズ	5年	2年	0.67	1.15	嶋方
2010	第二ワシタニヒルズ	3年	2年	6.00	2.00	嶋方
2011	第二ワシタニヒルズ	2年	2年	8.67	1.15	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	2年	64.00	8.00	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	94.00	2.00	諏訪間
2013	第二ワシタニヒルズ	-	2年	90.00	3.46	嶋方
2015	第二ワシタニヒルズ	-	1年	100.00	0.00	山里
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	74.00	8.00	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	74.00	10.00	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	2年	74.00	8.70	佐久間・管雪
2017	第二ワシタニヒルズ	-	1年	68.00	12.50	佐久間・管雪

表 10(続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、-80℃冷凍)の影響まとめ 3.新桜台

2015 年(嶋方 2016) および 2016 年(山里 2017) に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2010	新桜台	3年	2年	3.33	3.06	嶋方
2011	新桜台	2年	2年	0.67	1.15	嶋方
2012	新桜台	1年	2年	67.33	4.16	嶋方
2012	新桜台	1年	3年	70.00	10.00	山里
2013	新桜台	-	2年	49.33	3.06	嶋方
2014	新桜台	-	1年	30.00	6.93	嶋方
2014	新桜台	-	2年	35.33	8.33	山里

表 10(続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、-80℃冷凍)の影響まとめ 4.夢の花園

2015 年(嶋方 2016)、2016 年(山里 2017)、2017 年(諏訪間 2018) および 2018 年(本研究)に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2008	夢の花園	5年	2年	0.00	0.00	嶋方
2010	夢の花園	3年	2年	10.67	3.06	嶋方
2011	夢の花園	2年	2年	5.33	1.15	嶋方
2012	夢の花園	1年	2年	74.00	13.11	嶋方
2012	夢の花園	1年	3年	90.00	3.46	山里
2012	夢の花園	1年	4年	90.00	3.46	諏訪間
2013	夢の花園	-	2年	50.00	2.00	嶋方
2013	夢の花園	-	3年	45.33	7.02	山里
2014	夢の花園	-	1年	51.33	7.02	嶋方
2014	夢の花園	-	2年	64.00	9.17	山里
2015	夢の花園	-	1年	98.00	2.00	山里
2015	夢の花園	-	2年	92.67	1.15	諏訪間
2016	夢の花園	-	1年	94.67	4.16	諏訪間
2016	夢の花園	-	2年	90.70	14.50	佐久間・管雪
2017	夢の花園	-	1年	90.00	2.80	佐久間・管雪

表 10(続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、-80℃冷凍)の影響まとめ 5.長藤開拓

2015 年(嶋方 2016)に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2011	長藤開拓	2年	2年	2.67	1.15	嶋方

表 10(続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、-80℃冷凍)の影響まとめ 6.寺沢川右岸・寺沢川・寺沢川①・寺沢川②

2015 年(嶋方 2016)、2016 年(山里 2017)、2017 年(諏訪間 2018) および 2018 年(本研究)に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	寺沢川右岸	1年	4年	69.33	5.03	諏訪間
2013	寺沢川右岸	-	2年	68.00	5.29	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	1年	46.00	15.87	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	2年	12.00	2.00	山里
2015	寺沢川右岸	-	1年	92.00	8.72	山里
2015	寺沢川右岸	-	2年	71.33	7.02	諏訪間
2016	寺沢川右岸	-	1年	55.33	11.02	諏訪間
2016	寺沢川	-	2年	50.70	2.30	佐久間・管雪
2017	寺沢川①	-	1年	57.30	6.10	佐久間・管雪
2017	寺沢川②	-	1年	66.00	5.30	佐久間・管雪

表 10(続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法(4℃冷蔵、-80℃冷凍)の影響まとめ 7.十二ヶ原墓場

2015 年(嶋方 2016)、2016 年(山里 2017)、2017 年(諏訪間 2018)および 2018 年(本研究)に実施した生存検定(表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養)による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	十二ヶ原墓場	1年	2年	80.67	10.07	嶋方
2012	十二ヶ原墓場	1年	3年	90.00	7.21	山里
2012	十二ヶ原墓場	1年	4年	94.67	2.31	諏訪間
2013	十二ヶ原墓場	-	2年	96.67	3.06	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	1年	38.67	10.07	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	2年	20.00	8.72	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	1年	95.33	3.06	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	2年	80.00	10.39	諏訪間
2016	十二ヶ原墓場	-	1年	92.00	4.00	諏訪間
2016	十二ヶ原墓場	-	2年	90.00	0.00	佐久間・管雪
2017	十二ヶ原墓場	-	1年	94.00	5.70	佐久間・管雪

表 11 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響まとめ 1.CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）、2017 年（諏訪間 2018）および 2018 年（本研究）に実施した冷湿処理 1 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	ワシタニヒルズ	1年	2年	20.00	4.00	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	6.00	2.00	諏訪間
2013	ワシタニヒルズ	-	2年	10.67	3.06	嶋方
2015	ワシタニヒルズ	-	1年	0.67	1.15	山里
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	58.00	8.72	諏訪間
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	46.00	9.17	諏訪間
2017	ワシタニヒルズ	-	1年	6.00	2.00	佐久間・管雪

表 11（続き） 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響まとめ 2.第二ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）、2017 年（諏訪間 2018）および 2018 年（本研究）に実施した冷湿処理 1 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	2年	42.67	4.62	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	21.33	7.57	諏訪間
2013	第二ワシタニヒルズ	-	2年	8.00	4.00	嶋方
2015	第二ワシタニヒルズ	-	1年	2.00	2.00	山里
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	17.33	28.31	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	60.67	18.15	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	2年	3.30	3.10	佐久間・管雪
2017	第二ワシタニヒルズ	-	1年	2.70	2.30	佐久間・管雪

表 11（続き） 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響まとめ 3.新桜台
2015 年（嶋方 2016）および 2016 年（山里 2017）に実施した冷湿処理 1 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	新桜台	1年	2年	0.67	1.15	嶋方
2012	新桜台	1年	3年	12.67	2.31	山里
2013	新桜台	-	2年	0.00	0.00	嶋方
2014	新桜台	-	1年	14.67	1.15	嶋方
2014	新桜台	-	2年	12.67	3.06	山里

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響まとめ 4.夢の花園

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017)、2017 年 (諏訪間 2018) および 2018 年 (本研究) に実施した冷湿処理 1 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	夢の花園	1年	2年	12.7	1.2	嶋方
2012	夢の花園	1年	3年	38.67	6.11	山里
2012	夢の花園	1年	4年	27.33	7.57	諏訪間
2013	夢の花園	-	2年	14.67	5.77	嶋方
2013	夢の花園	-	3年	6.00	4.00	山里
2014	夢の花園	-	1年	9.33	1.15	嶋方
2014	夢の花園	-	2年	1.33	1.15	山里
2015	夢の花園	-	1年	4.00	0.00	山里
2015	夢の花園	-	2年	1.33	2.31	諏訪間
2016	夢の花園	-	1年	94.67	2.31	諏訪間
2016	夢の花園	-	2年	14.70	2.30	佐久間・管雪
2017	夢の花園	-	1年	12.00	4.00	佐久間・管雪

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響まとめ 5. 寺沢川右岸・寺沢川・寺沢川①・寺沢川②

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017)、2017 年 (櫻井 2018) および 2018 年 (本研究) に実施した冷湿処理 1 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	寺沢川右岸	1年	4年	70.0	5.3	櫻井
2013	寺沢川右岸	-	2年	10.67	11.55	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	1年	1.33	1.15	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	2年	0.00	0.00	山里
2015	寺沢川右岸	-	1年	0.00	0.00	山里
2015	寺沢川右岸	-	2年	2.0	2.0	櫻井
2016	寺沢川右岸	-	1年	36.7	32.5	櫻井
2016	寺沢川	-	2年	0.70	1.20	佐久間・管雪
2017	寺沢川①	-	1年	4.00	2.00	佐久間・管雪
2017	寺沢川②	-	1年	7.30	5.00	佐久間・管雪

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響まとめ 6.十二ヶ原墓場

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017)、2017 年 (櫻井 2018) および 2018 年 (本研究) に実施した冷湿処理 1 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	十二ヶ原墓場	1年	2年	5.33	2.31	嶋方
2012	十二ヶ原墓場	1年	3年	22.00	4.00	山里
2012	十二ヶ原墓場	1年	4年	26.7	12.2	櫻井
2013	十二ヶ原墓場	-	2年	25.33	11.02	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	1年	8.67	3.06	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	2年	2.00	2.00	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	1年	2.70	3.05	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	2年	10.0	3.5	櫻井
2016	十二ヶ原墓場	-	1年	12.7	8.1	櫻井
2016	十二ヶ原墓場	-	2年	2.70	1.20	佐久間・管雪
2017	十二ヶ原墓場	-	1年	1.30	1.20	佐久間・管雪

表 12 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響まとめ 1. ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）、2017 年（諏訪間 2018）および 2018 年（本研究）に実施した冷湿処理 2 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	ワシタニヒルズ	1年	2年	45.33	5.03	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	8.67	1.15	諏訪間
2013	ワシタニヒルズ	-	2年	46.67	2.31	嶋方
2015	ワシタニヒルズ	-	1年	8.67	3.06	山里
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	59.33	9.24	諏訪間
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	46.00	9.17	諏訪間
2017	ワシタニヒルズ	-	1年	14.70	6.10	佐久間・管雪

表 12 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響まとめ 2.第二ワシタニヒルズ

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017)、2017 年 (諏訪間 2018) および 2018 年 (本研究) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地 (CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	2年	43.30	4.10	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	32.00	9.17	諏訪間
2013	第二ワシタニヒルズ	-	2年	26.00	2.00	嶋方
2015	第二ワシタニヒルズ	-	1年	4.67	3.06	山里
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	19.33	26.56	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	62.00	19.08	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	2年	11.30	2.30	佐久間・管雪
2017	第二ワシタニヒルズ	-	1年	16.00	7.20	佐久間・管雪

表 12（続き） 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響まとめ 3.CN 新桜台

2015 年（嶋方 2016）および 2016 年（山里 2017）に実施した冷湿処理 2 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	新桜台	1年	2年	0.70	1.20	嶋方
2012	新桜台	1年	3年	19.33	1.15	山里
2013	新桜台	-	2年	0.00	0.00	嶋方
2014	新桜台	-	1年	18.00	5.29	嶋方
2014	新桜台	-	2年	16.00	5.29	山里

表 12（続き） 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する
異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響まとめ 4.CN 夢の花園
2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）、2017 年（諏訪間 2018）および 2018
年（本研究）に実施した冷湿処理 2 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃
冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	夢の花園	1年	2年	13.3	2.3	嶋方
2012	夢の花園	1年	3年	46.67	7.57	山里
2012	夢の花園	1年	4年	50.67	7.02	諏訪間
2013	夢の花園	-	2年	28.67	8.08	嶋方
2013	夢の花園	-	3年	16.67	10.26	山里
2014	夢の花園	-	1年	17.33	5.77	嶋方
2014	夢の花園	-	2年	2.00	2.00	山里
2015	夢の花園	-	1年	22.67	4.16	山里
2015	夢の花園	-	2年	21.33	9.02	諏訪間
2016	夢の花園	-	1年	94.67	2.31	諏訪間
2016	夢の花園	-	2年	30.70	15.50	佐久間・管雪
2017	夢の花園	-	1年	43.30	2.30	佐久間・管雪

表 12 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響まとめ 5. 寺沢川右岸・寺沢川・寺沢川①・寺沢川②

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017)、2017 年 (櫻井 2018) および 2018 年 (本研究) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地 (CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2012	寺沢川右岸	1年	4年	73.33	4.16	櫻井
2013	寺沢川右岸	-	2年	12.67	1.15	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	1年	1.33	1.15	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	2年	1.33	2.31	山里
2015	寺沢川右岸	-	1年	2.67	4.62	山里
2015	寺沢川右岸	-	2年	5.33	1.15	櫻井
2016	寺沢川右岸	-	1年	38.67	32.15	櫻井
2016	寺沢川	-	2年	0.70	1.20	佐久間・管雪
2017	寺沢川①	-	1年	4.70	2.30	佐久間・管雪
2017	寺沢川②	-	1年	8.00	8.70	佐久間・管雪

表 12 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響まとめ 6.十二ヶ原墓場

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017)、2017 年 (櫻井 2018) および 2018 年 (本研究) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	十二ヶ原墓場	1年	2年	6.70	4.60	嶋方
2012	十二ヶ原墓場	1年	3年	34.67	9.02	山里
2012	十二ヶ原墓場	1年	4年	42.00	8.72	櫻井
2013	十二ヶ原墓場	-	2年	49.33	22.30	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	1年	19.33	9.24	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	2年	2.67	2.31	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	1年	13.33	3.06	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	2年	10.00	3.46	櫻井
2016	十二ヶ原墓場	-	1年	24.67	16.65	櫻井
2016	十二ヶ原墓場	-	2年	22.00	6.00	佐久間・管雪
2017	十二ヶ原墓場	-	1年	26.00	14.00	佐久間・管雪

表 13 栽培実験における各植物種の乾燥重量平均値・標準偏差一覧

表 14 栽培実験における各植物種の生長解析の結果一覧

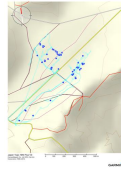
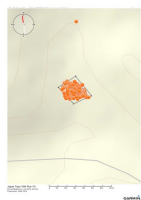


図 1 榛名山に生育する絶滅危惧種 B 開花株の分布地図

2018 年 7 月 30 日（左）および 2019 年 8 月 19 日（右）に榛名公園においてポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録した。図中の記号（紫）は、絶滅危惧種 B の開花株を確認した地点を示す。

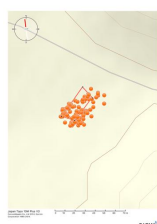
CN ワシタニヒルズ入り口 2018



CN ワシタニヒルズ入り口 2019



CN 七曲川 2018



CN 七曲川 2019



図 2 西榛名地域の CN（ワシタニヒルズ入り口（上）および CN 七曲川（下））に生育する開花株の分布地図

2018 年 4 月 15 日（左）および 2019 年 4 月 21 日（右）に、ポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録した。図中の記号（橙色丸）は、
の開花個体を示す。また、灰色線は、設置したコドラートを示す。

図 2（続）

2018 年 4 月 15 日（上）および 2019 年 4 月 21 日（下）に調査した結果。



図 3 西榛名地域に生育する 開花株の分布地図

2018 年 6 月 7 日（左）および 2019 年 6 月 9 日（右）に CN ケヤキ林においてポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録した。図中の記号（紫）は、 の開花株を確認した地点を示す。また、緑線は、2017 年 6 月に設置したコードラートを示す。

図 4

2018 年 6 月 7 日（上）および 2019 年 6 月 9 日（下）に調査した結果。



図 5 CN ワシタニヒルズに生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2018 年 5 月 5 日（左）および 2019 年 5 月 10 日（右）にポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。



図 6 CN 第二ワシタニヒルズに生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2018 年 5 月 5 日（左）および 2019 年 5 月 10 日（右）にポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。



図 7 CN 夢の花園に生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2018 年 5 月 5 日（左）および 2019 年 5 月 10 日（右）にポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。

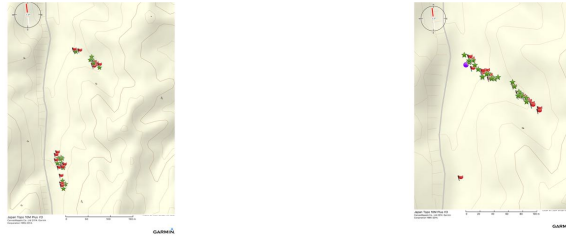


図 8 CN 寺沢川 1 に生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2018 年 5 月 5 日（左）および 2019 年 5 月 19 日（右）にポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。

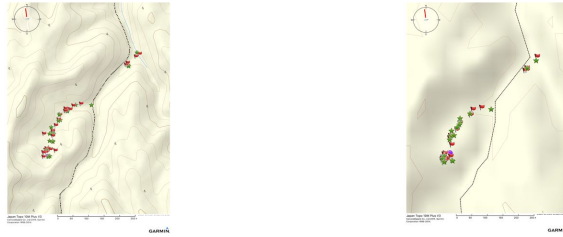


図 9 CN 寺沢川 2 に生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2018 年 5 月 5 日（左）および 2019 年 5 月 19 日（右）にポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。

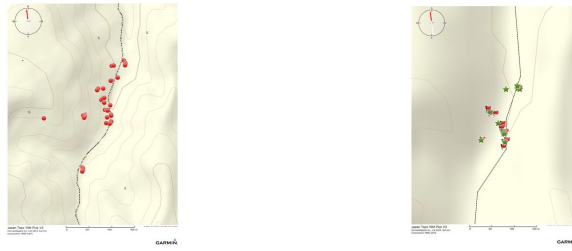


図 10 CN 寺沢川 3 に生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2018 年 5 月 5 日（左）および 2019 年 5 月 19 日（右）にポータブル GPS を用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。

図 11 絶滅危惧種 A の花柱構成比

2018 年（左）および 2019 年（右）に各地点で開花していた絶滅危惧種 A の花型を株ごとに 1 本ずつ採取して持ち帰り、-80℃で冷凍保存した。後日ピンセットで花を開いて、顕微鏡と肉眼で内部の花柱を観察した。観察によって確認された花柱を、長花柱花（pin）、短花柱花（thrum）、等花柱花（homo）の 3 つに区分して、比率を算出した。

図 12 絶滅危惧種 A の結実率

2018 年（左）および 2019 年（右）に西榛名・北榛名の各地点で採取した絶滅危惧種 A の結実花茎を 1 つ 1 つ肉眼で観察し、それぞれを正常結実、未熟、食失、散布済みの 4 種に分けて、地点ごとに比率を算出した。

2018 年 6 月 26・28 日（左）および 2019 年 7 月 12・13 日（右）に採取した結果。

図 13 絶滅危惧種 A の花柱型ごとの正常結実率

2018 年（上）および 2019 年（下）に西榛名地域の 3 地点と北榛名地域の 2 地点において採取した種子を、花柱型ごとに分けて、正常結実率を算出した。

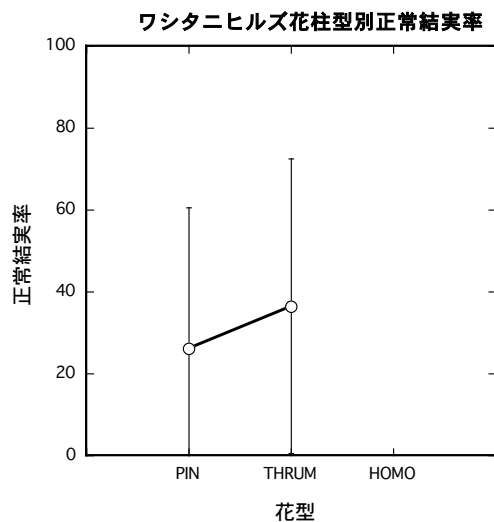
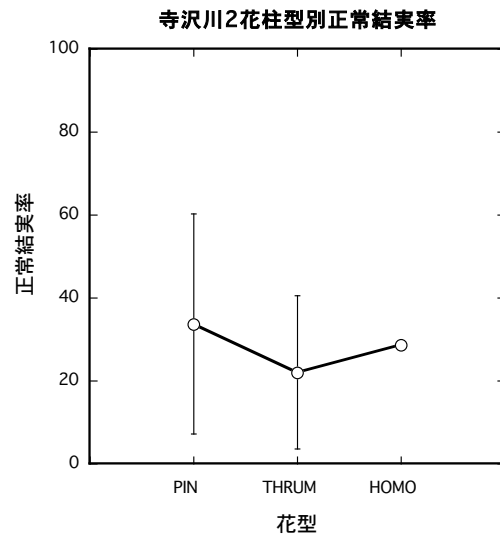
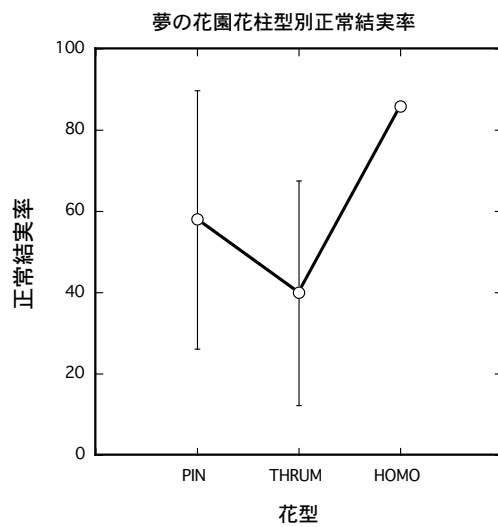
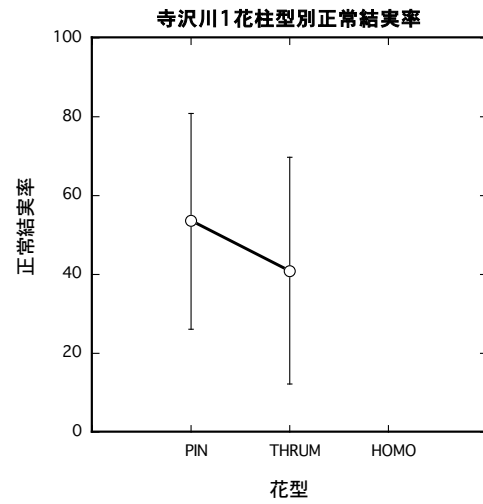
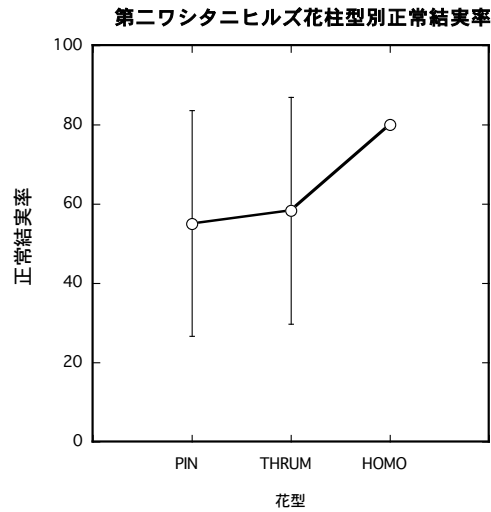


図 14 絶滅危惧種 A の花柱型ごとの正常結実率（2018 年）

2018 年 5 月 5 日、11 日の調査において株番号を設定し、かつ 6 月 26・28 日に種子を採取した西榛名地域の 3 地点と北榛名地域の 2 地点において、花柱型ごとに分けて、正常結実率を算出した。

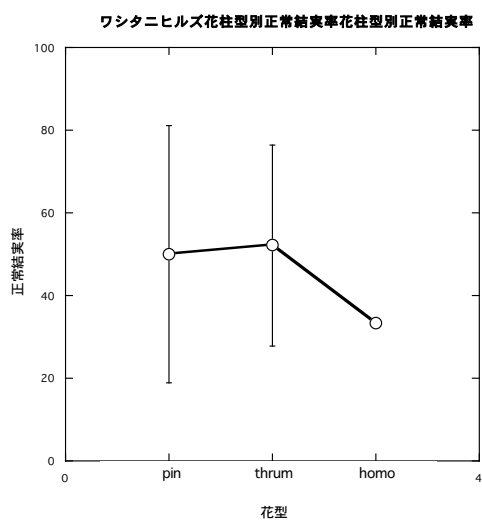
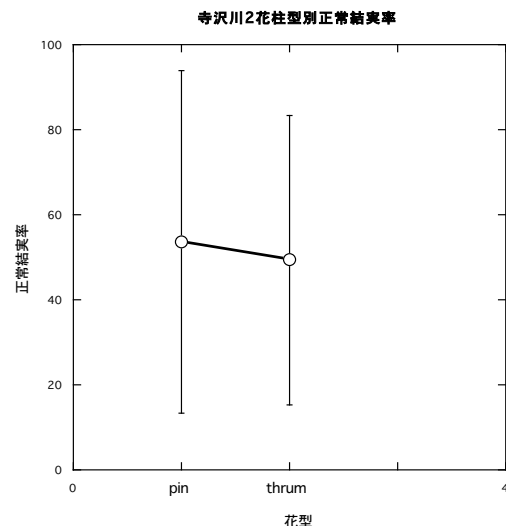
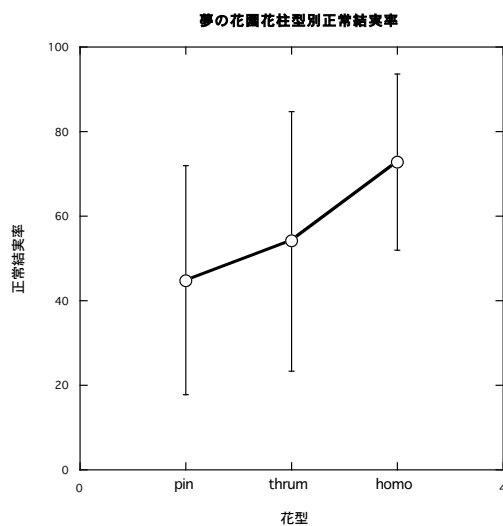
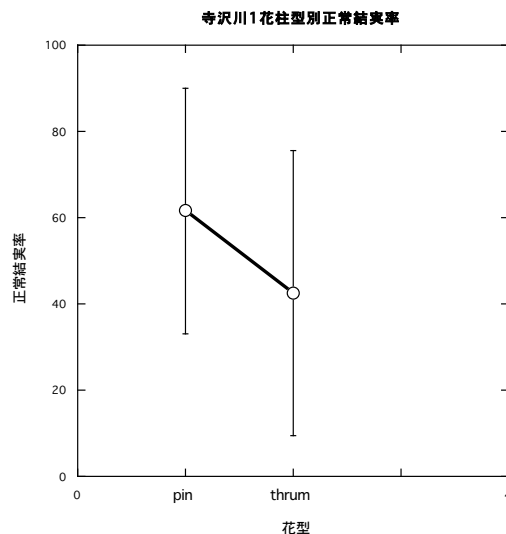
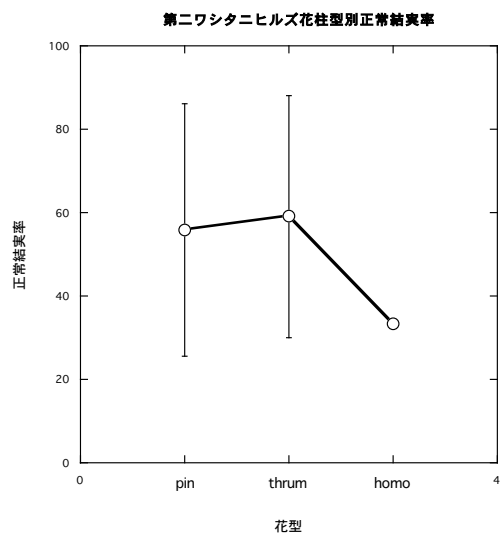


図 15 絶滅危惧種 A の花柱型ごとの正常結実+散布済み率 (2019 年)

2019 年 5 月 10 日、19 日の調査において株番号を設定し、かつ 7 月 12・13 日に種子を採取した西榛名地域の 3 地点と北榛名地域の 2 地点において、花柱型ごとに分けて、正常結実率に散布済み率を加えて算出した。

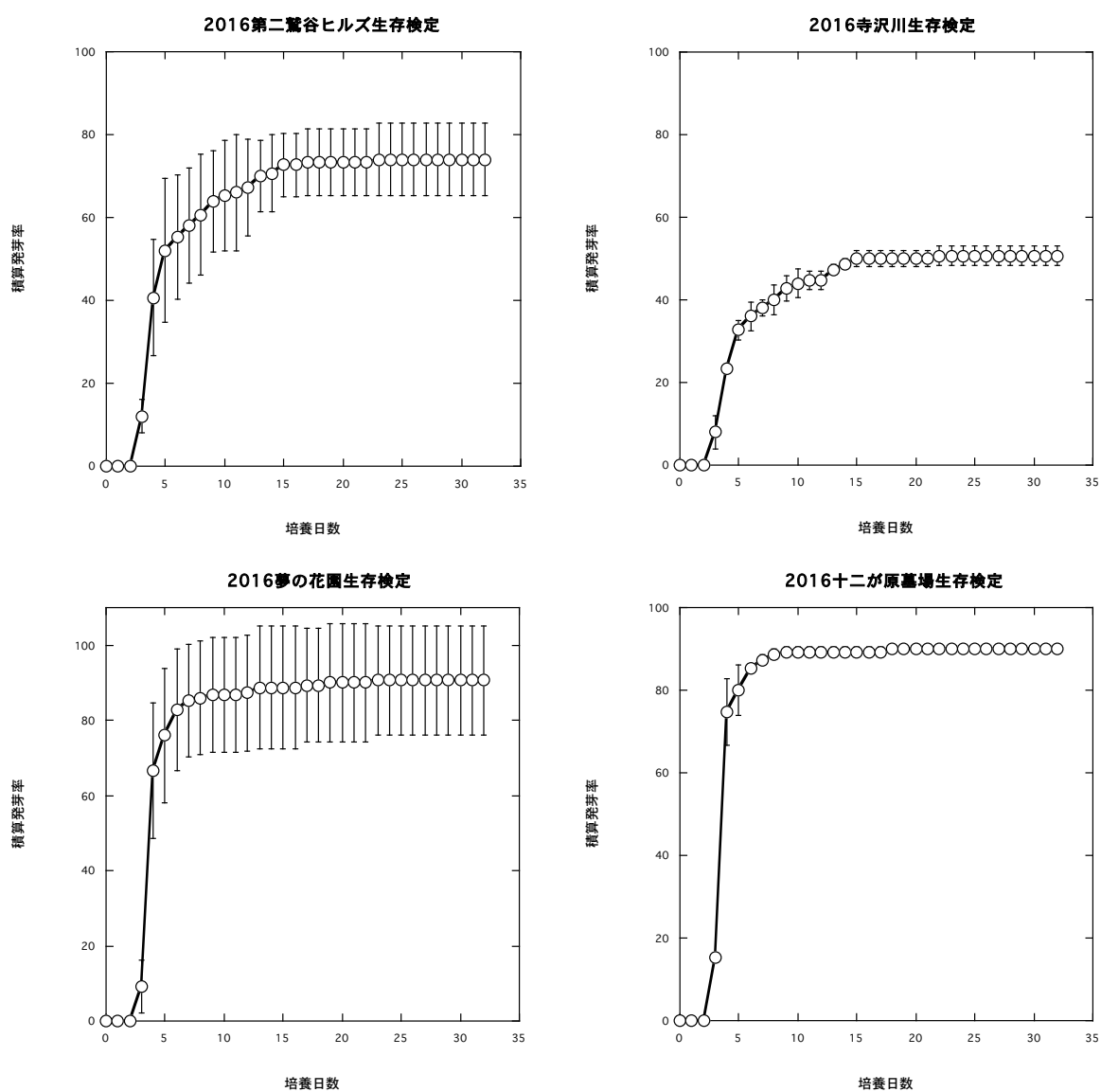


図 16 西榛名・北榛名で 2016 年に採取・冷凍保存し、ジベレリン処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化（生存検定）

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム（0.25%Cl）で 5 分間消毒し洗浄した種子を、ジベレリン処理（強制休眠解除処理）終了後、温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 1 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

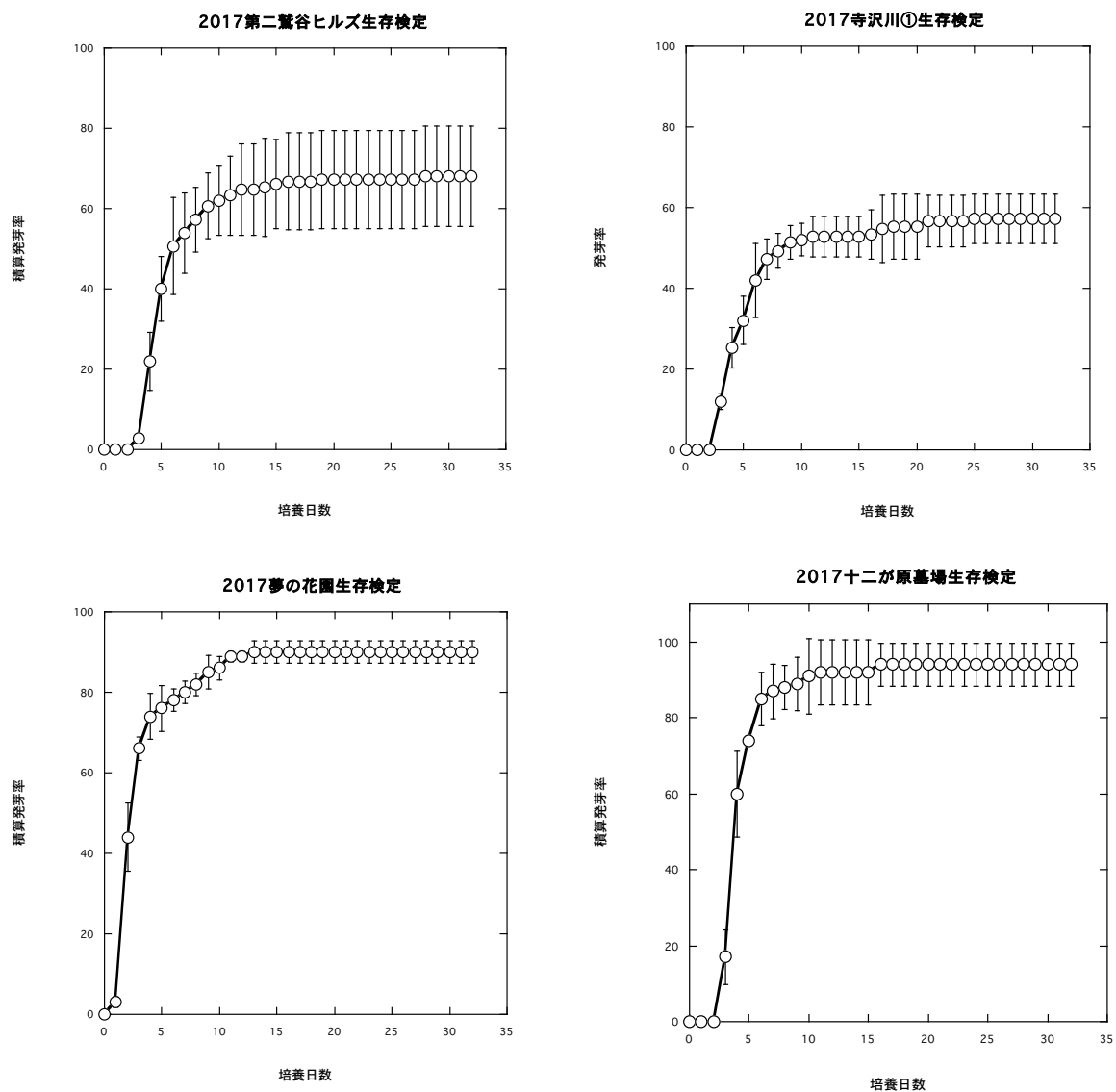


図 16 (続)

西榛名・北榛名で 2017 年に採取・冷凍保存し、ジベレリン処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化（生存検定）

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒し洗浄した種子を、ジベレリン処理（強制休眠解除処理）終了後、温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 1 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

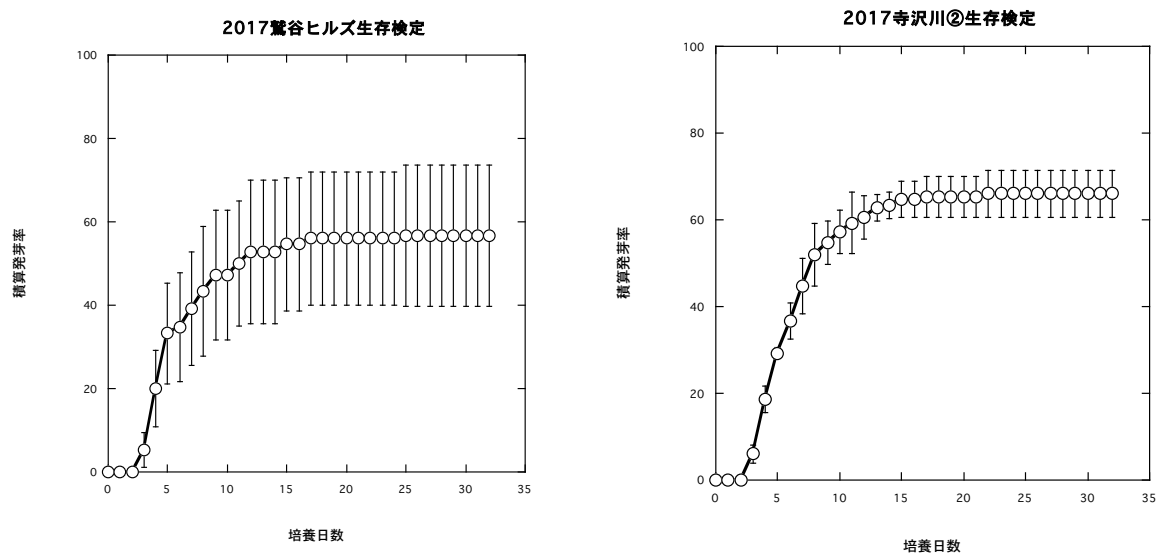


図 16 (続)

西榛名・北榛名で 2017 年に採取・冷凍保存し、ジベレリン処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化 (生存検定)

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒し洗浄した種子を、ジベレリン処理 (強制休眠解除処理) 終了後、温度条件を 25/13℃ (昼/夜) に設定した温度勾配型恒温器内で 1 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

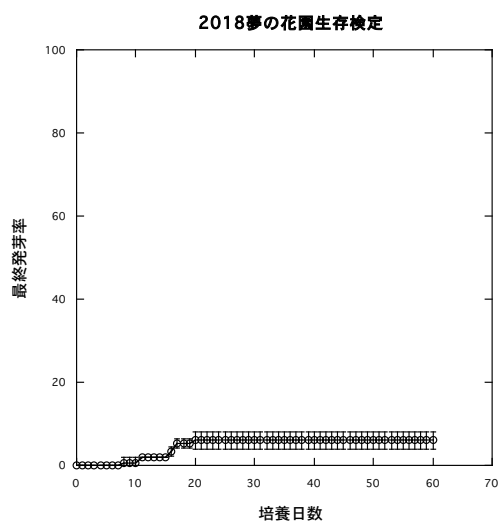
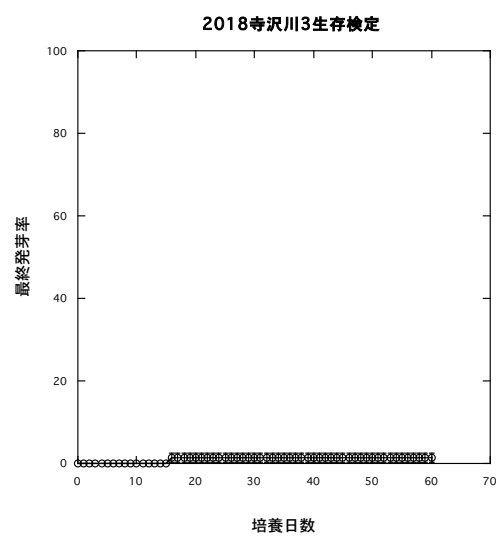
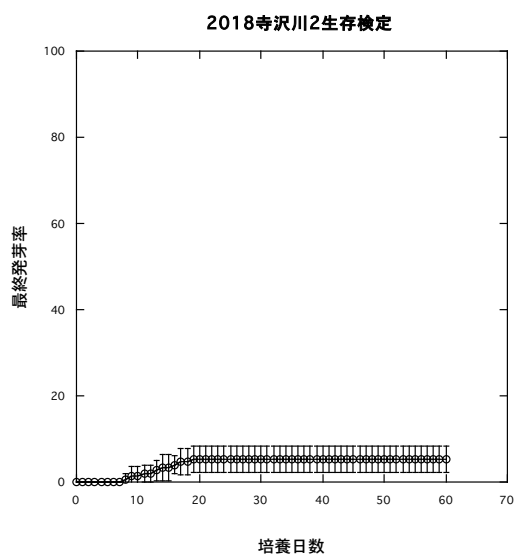
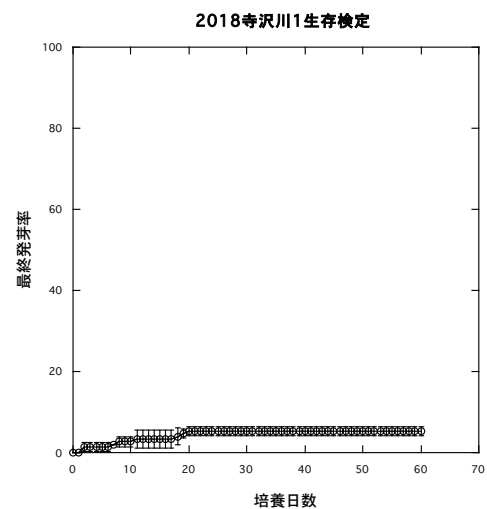
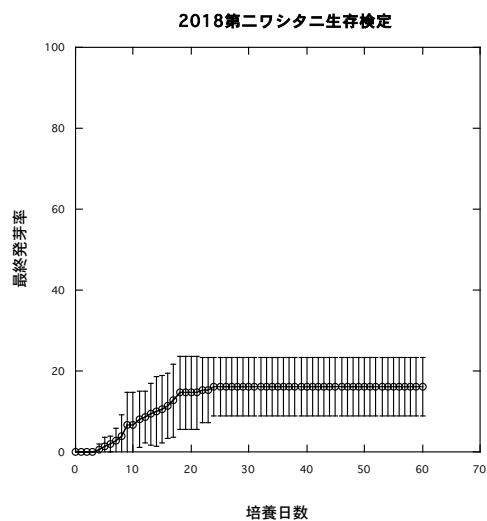


図 17 西榛名・北榛名で 2016 年に採取・冷ベレリン処理を施した絶滅危惧種 A の種子時変化（生存検定）

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム（0.25%Cl）で 5 分間消毒し洗浄した種子を、ジベレリン処理（強制休眠解除処理）終了後、温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 1 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

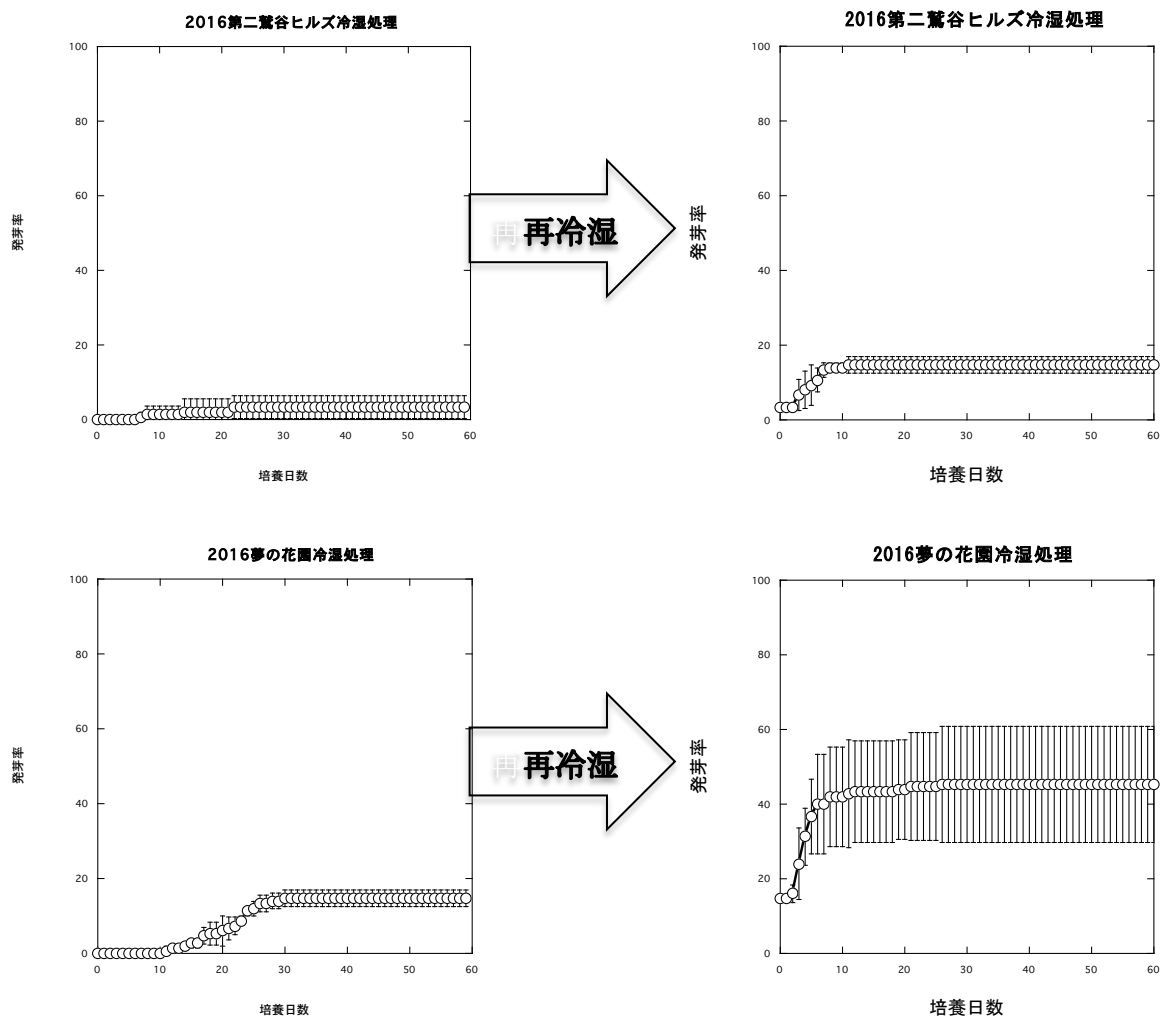


図 18 西榛名で 2016 年に採取・冷凍保存し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒し洗浄した種子を、4℃の冷蔵庫内で 2 ヶ月間冷湿処理を行った後に、温度条件を 25/13℃ (昼/夜) に設定した温度勾配型恒温器内で 2 ヶ月間培養し、この際に 1 回目の発芽観察を行った。

その後、発芽が観察されなかった種子については、さらに 4℃の冷蔵庫内で再度 2 ヶ月間冷湿処理を実施した後、再び同じ条件下で 2 ヶ月間培養し、この際に 2 回目の発芽観察を行った。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

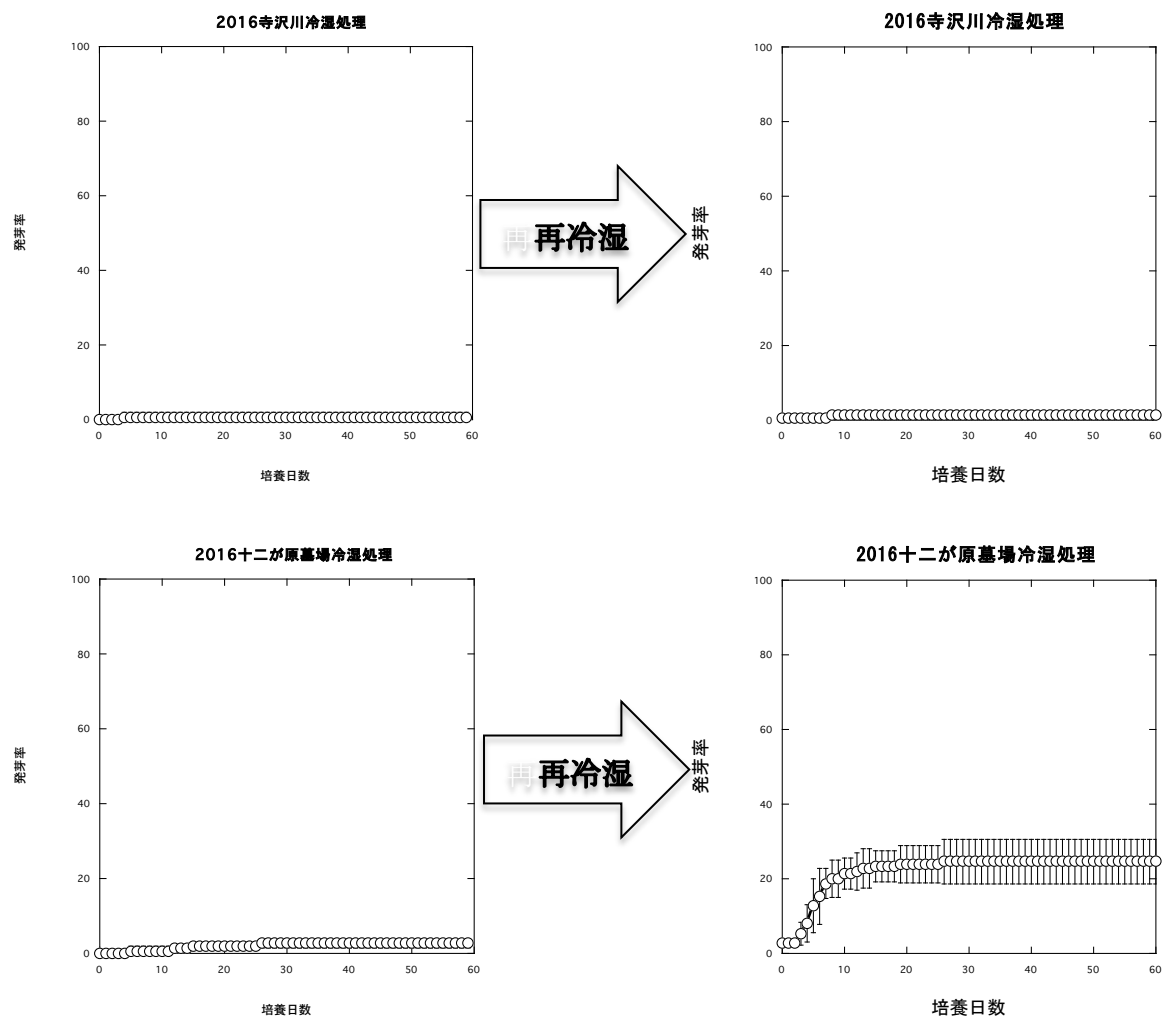


図 18 (続) 北榛名で 2016 年に採取・冷凍保存し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化

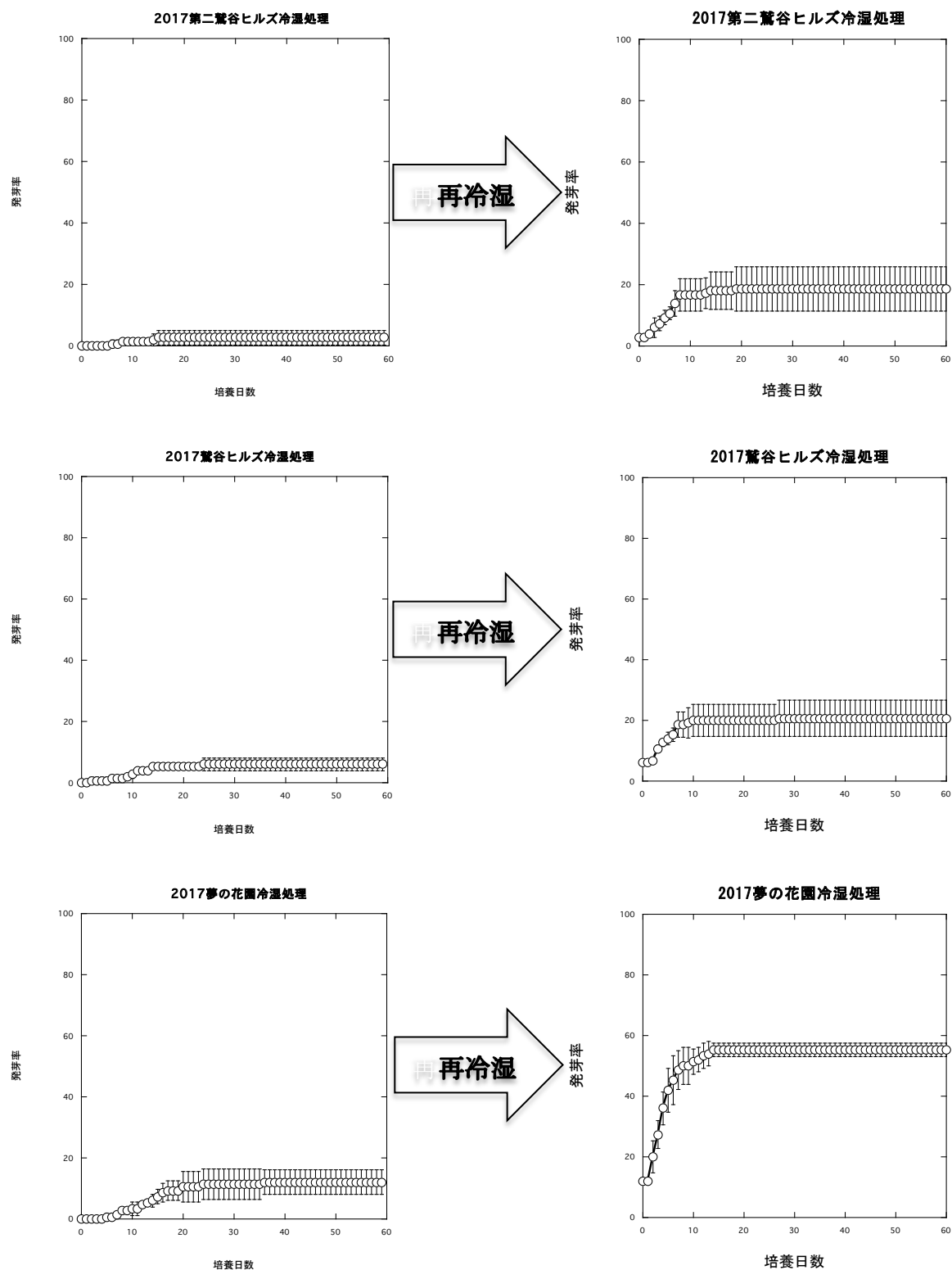


図 18 (続) 西榛名で 2017 年に採取・冷凍保存し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化

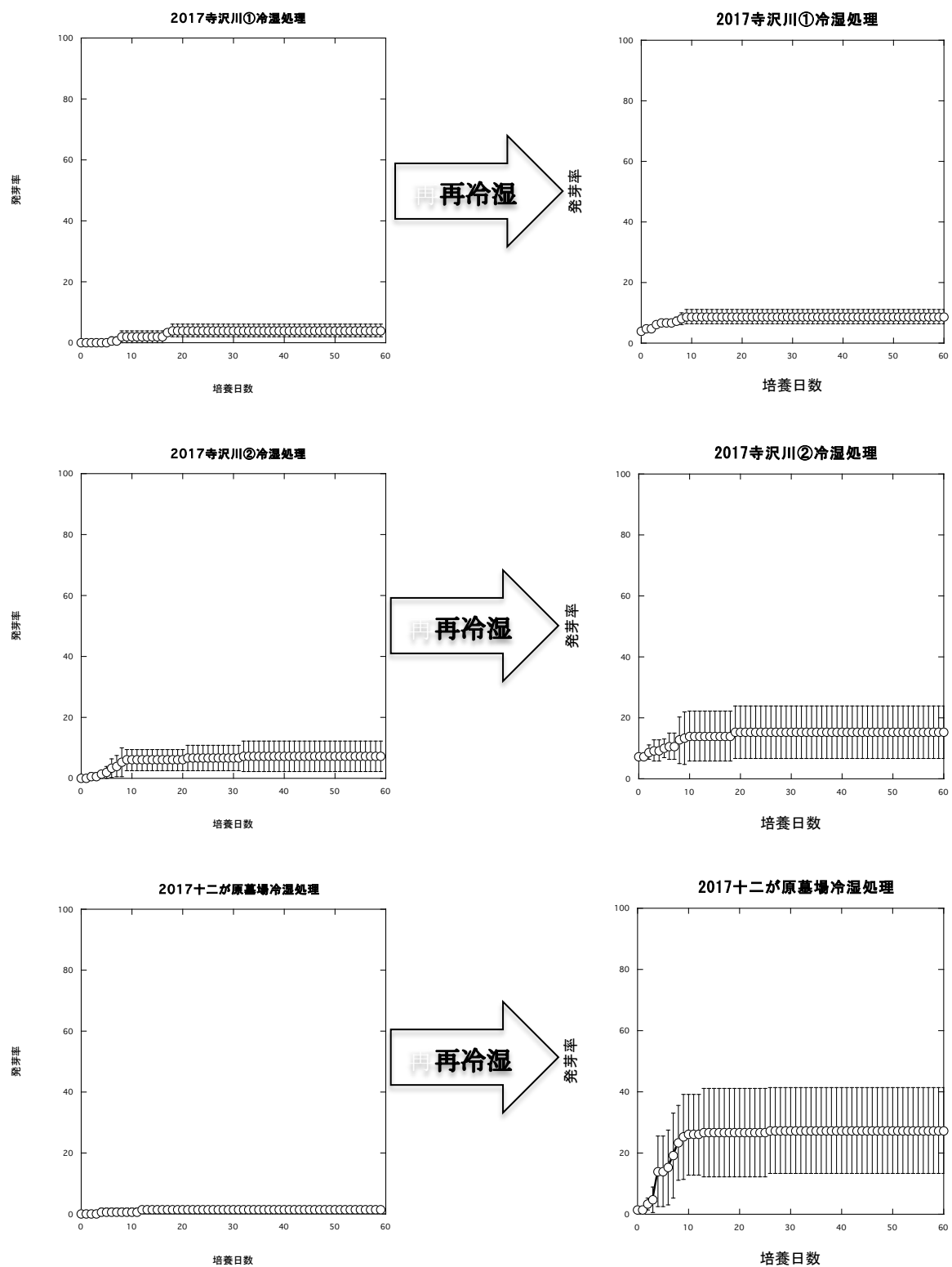


図 18 (続) 北榛名で 2017 年に採取・冷凍保存し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化

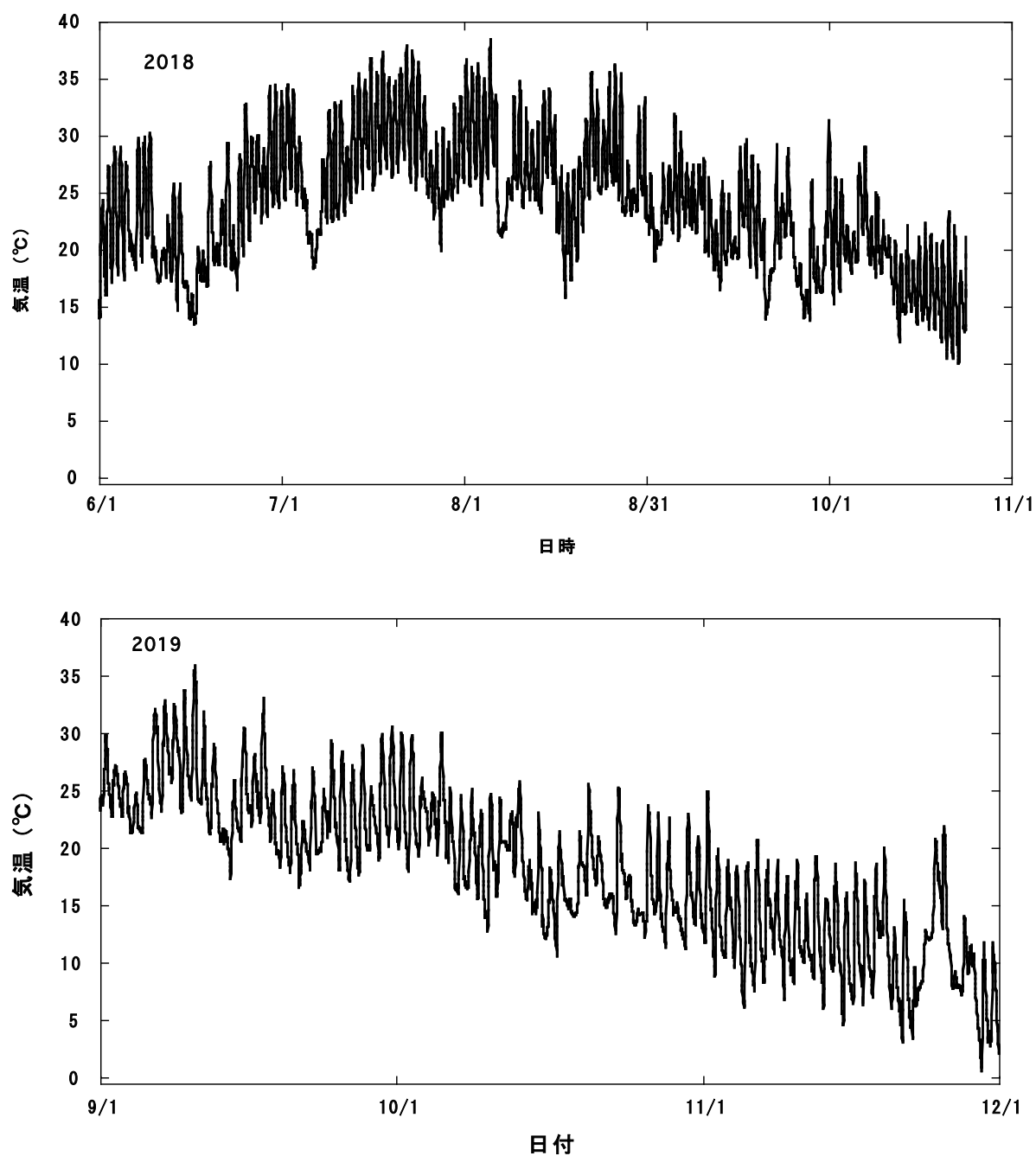


図 19 群馬大学荒牧キャンパス構内の栽培実験中期間中の圃場の気温

2018 年 6 月から 2019 年 11 月末までの間、群馬大学荒牧キャンパス構内の圃場で、温度データロガー (TR52, T&D corporation) を高さ 1.5m 付近に設置し、30 分おきに気温を連続測定した。上図は 2018 年 6 月から 11 月、下図は 2019 年 9 月から 11 月末の圃場の気温を示す。

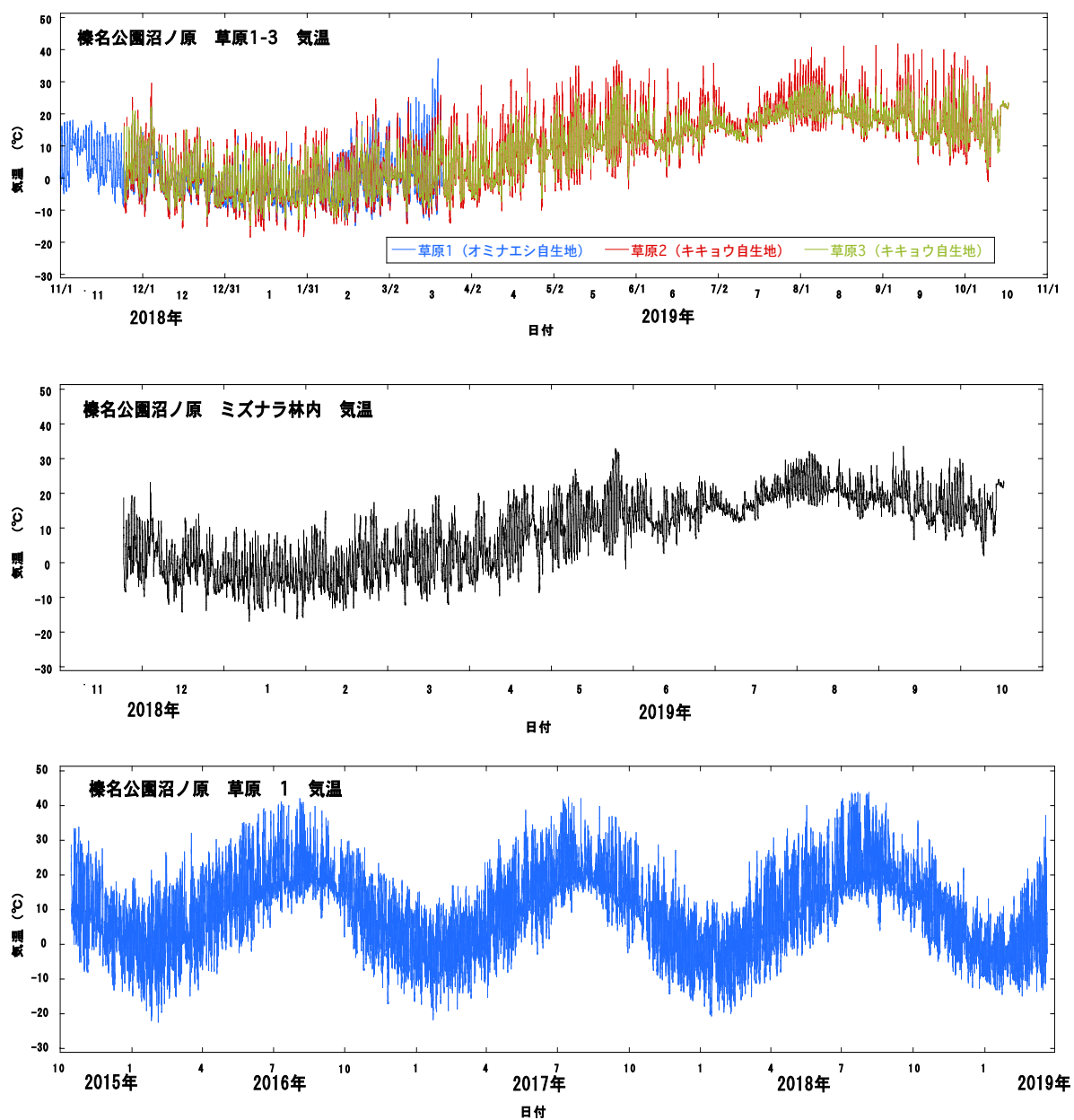


図 20 榛名公園沼ノ原の気温の経年変化

榛名公園内の 4 カ所（草原 1：オミナエシ自生地、草原 2、3：キキョウ自生地、ミズナラ林内）において、温度ロガー（CENTER 340, MK Scientific）を高さ約 1.5m に各 1 台設置し、30 分おきに気温を測定した。

図 21：異なる相対光量子密度下で栽培した
絶滅危惧種 A（西榛名産）の生長解析
群馬大学荒牧キャンパス構内に設置した異
なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、
13%、100%）内で、ポット植えした苗を 2019
年 9 月 2 日から 57 日間栽培した。相対生長
速度 (RGR)、純同化率 (NAR)、葉面積比 (LAR)、
比葉面積 (SLA)、器官別重量比 (WR) を示す。
縦棒は標準偏差。n=6。

図 22：異なる温度条件下で栽培した絶滅危惧種 A（西榛名山産）の生長解析
温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 週間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n = 6。

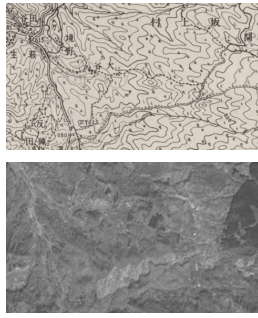


図 23 西榛名地域の古地図および空中写真

上：西榛名地域古地図（1921 年大日本帝國陸軍作成、スタンフォード大学ウェブサイトで公開）

下：西榛名地域空中写真（1947 年米軍撮影）

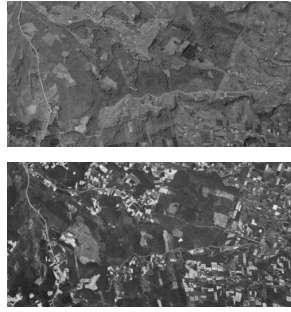


図 23（続き）

上：西榛名地域空中写真（1962 年国土地理院撮影）

下：西榛名地域空中写真（1971 年国土地理院撮影）

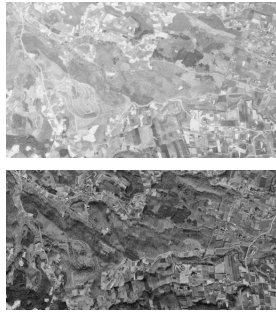


図 23（続き）

上：西榛名地域空中写真（1978 年国土地理院撮影）

下：西榛名地域空中写真（1985 年国土地理院撮影）

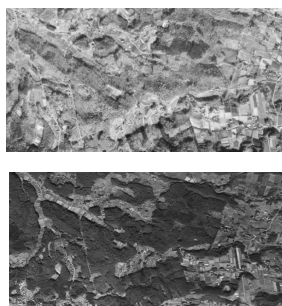


図 23（続き）

上：西榛名地域空中写真（2001 年国土地理院撮影）

下：西榛名地域空中写真（2006 年国土地理院撮影）

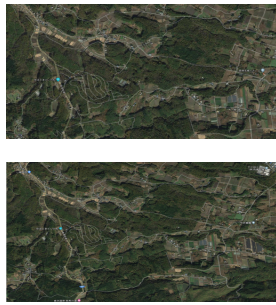


図 23（続き）

上：西榛名地域空中写真（2017 年の GoogleMap より引用）

下：西榛名地域空中写真（2018 年現在の GoogleMap より引用）

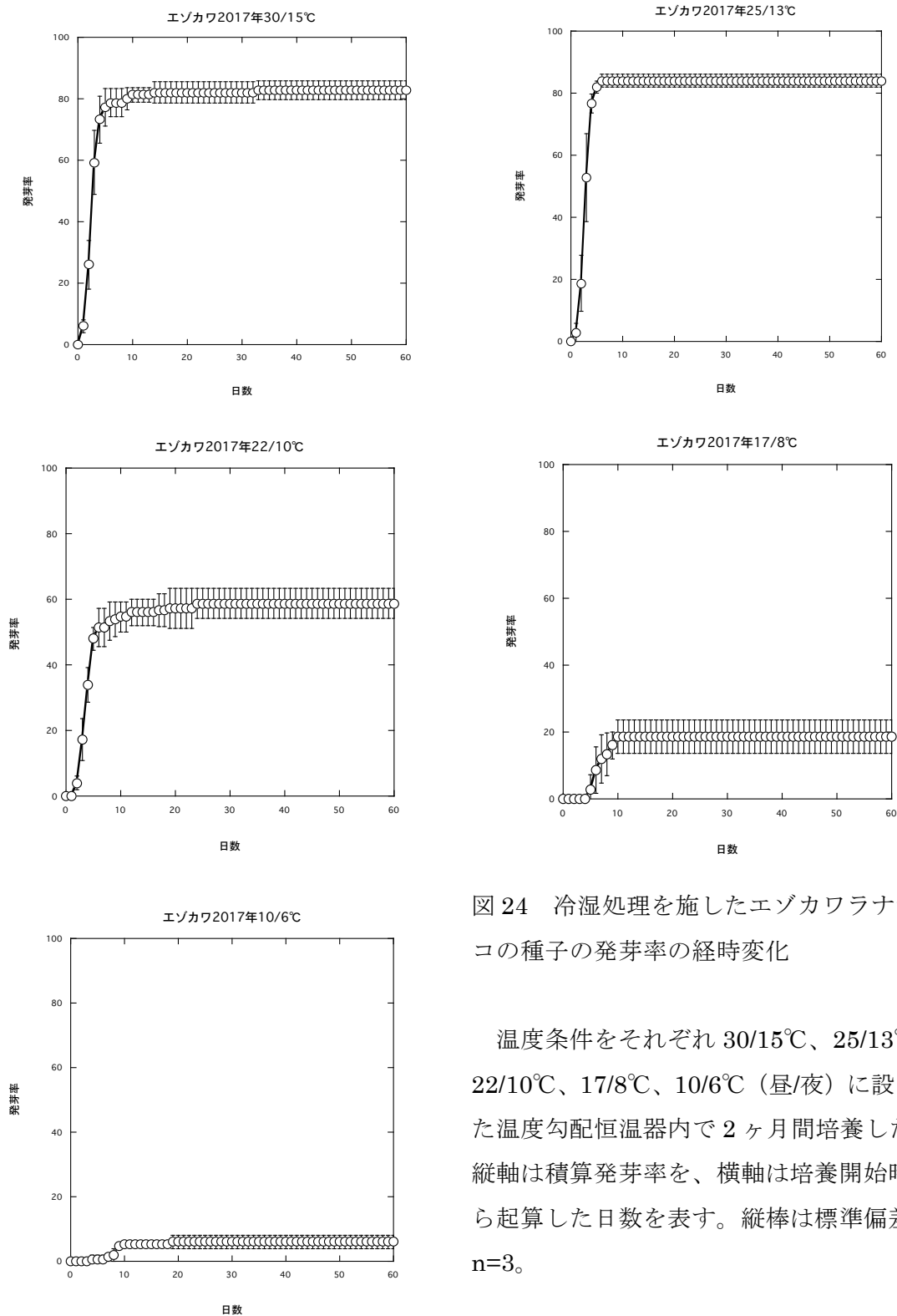


図 24 冷湿処理を施したエゾカワラナデシコの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。
n=3。

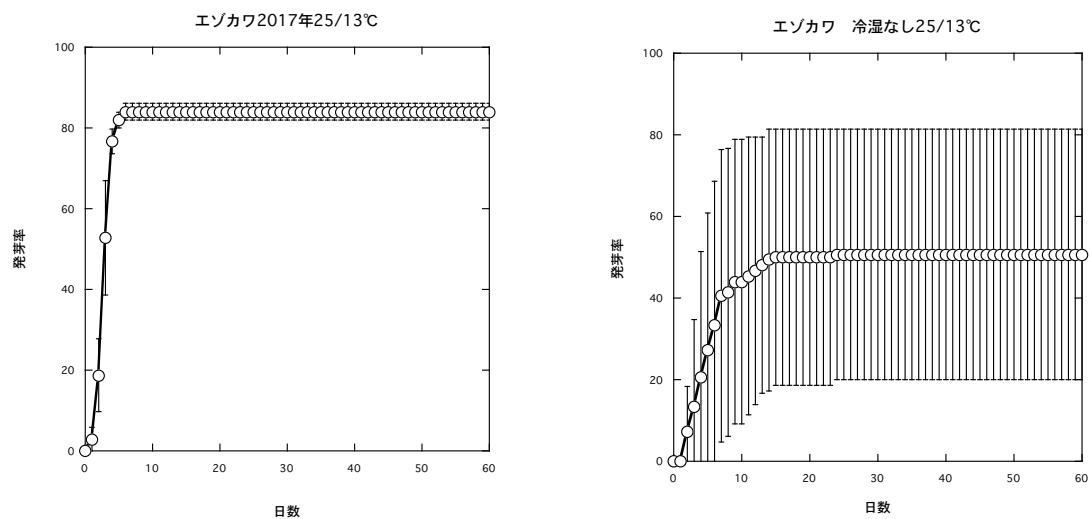


図 25 冷湿処理を施したエゾカワラナデシコの種子（左）と冷湿処理を施さなかったエゾカワラナデシコの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

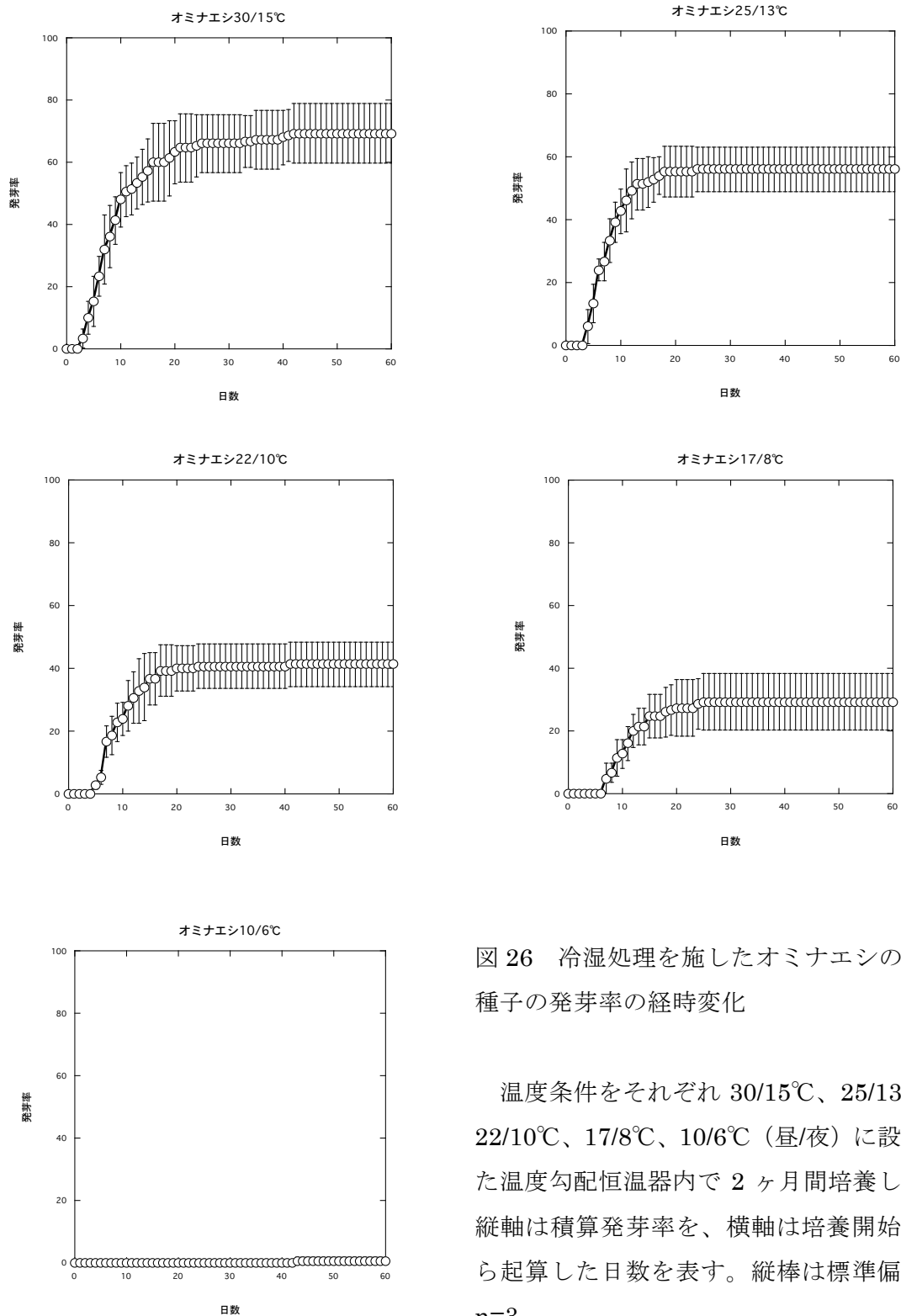


図 26 冷湿処理を施したオミナエシの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。
n=3。

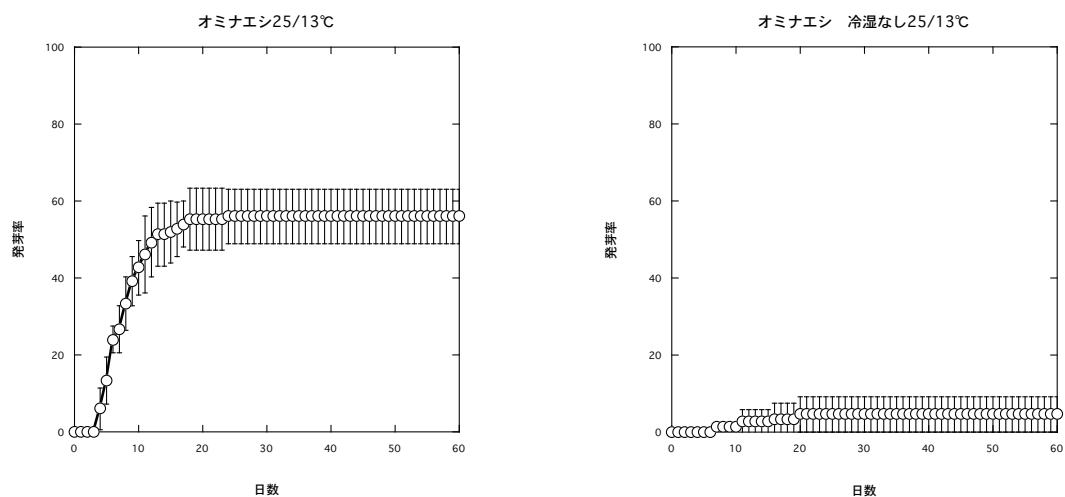


図 27 冷湿処理を施したオミナエシの種子（左）と冷湿処理を施さなかったオミナエシの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

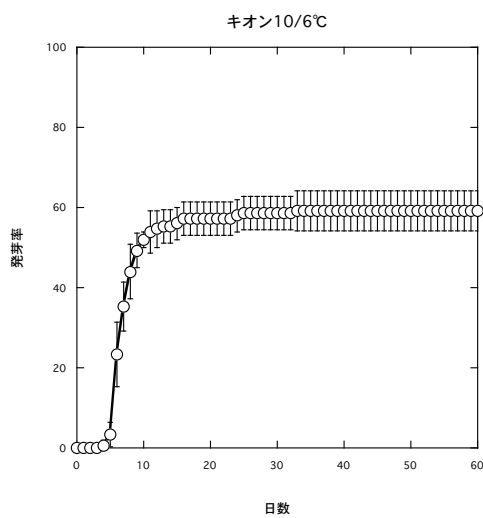
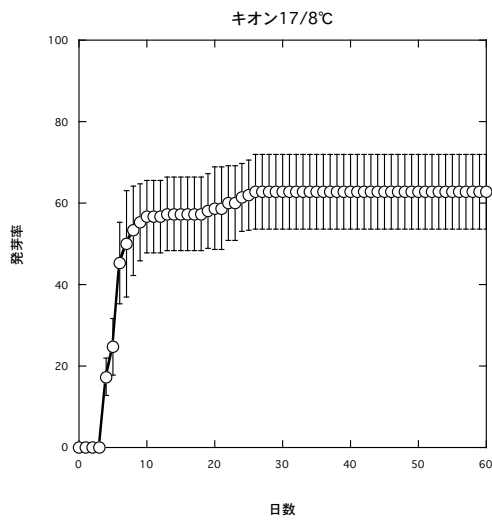
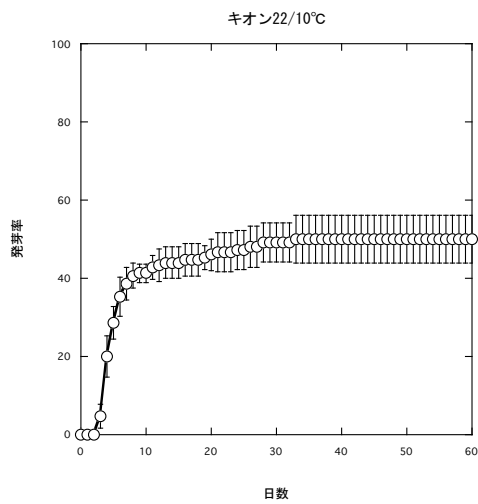
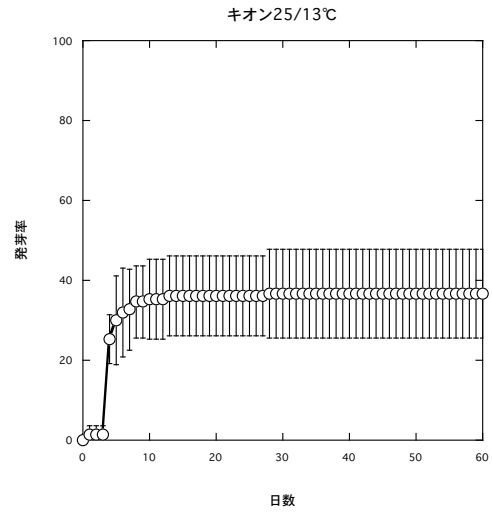
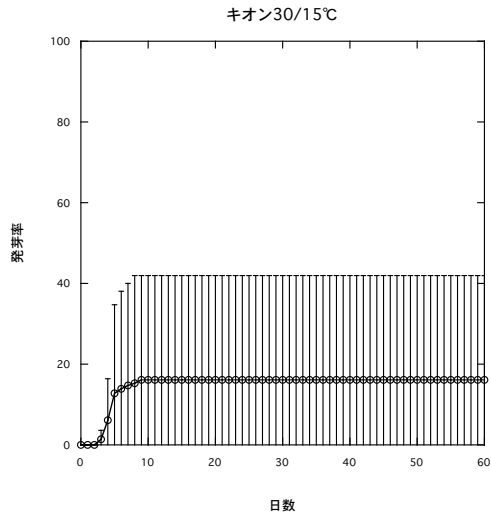


図 28 冷湿処理を施したキオンの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。
n=3。

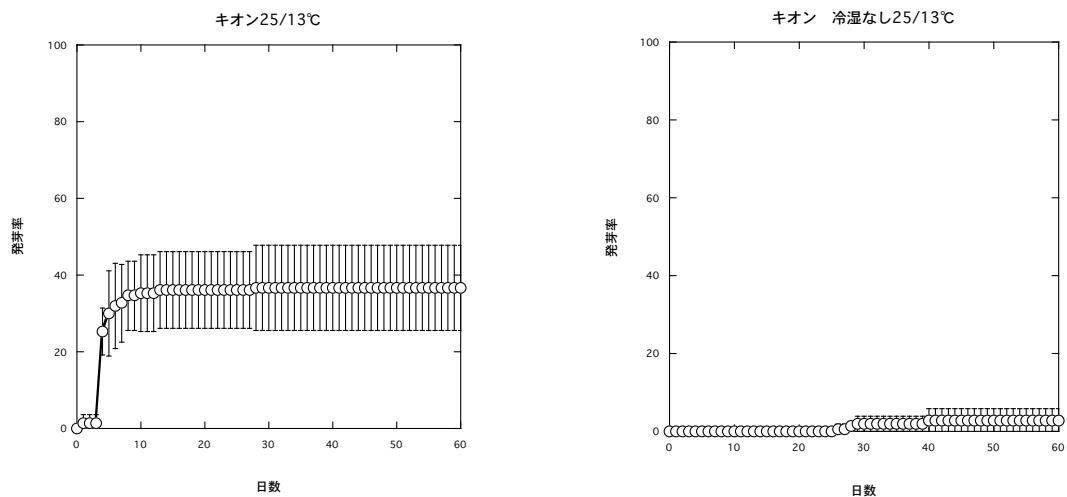


図 29 冷湿処理を施したキオンの種子(左)と冷湿処理を施さなかったキオンの種子(右)の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃ (昼/夜) に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

図 30 冷湿処理を施した絶滅危惧種 B の種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

図 31 冷湿処理を施した絶滅危惧種 B の種子（左）と冷湿処理を施さなかった絶滅危惧種 B の種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

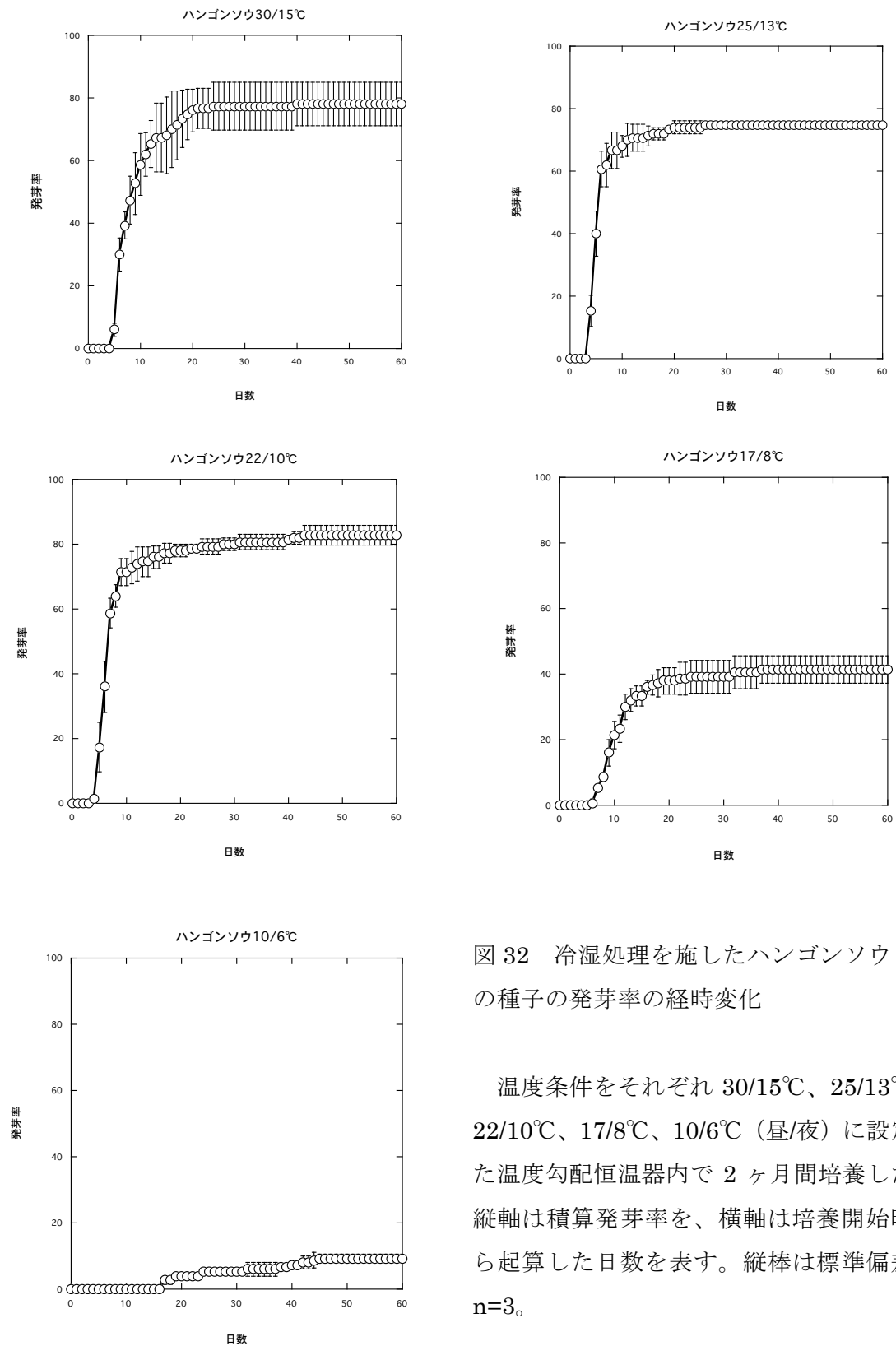


図 32 冷湿処理を施したハンゴンソウの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。
n=3。

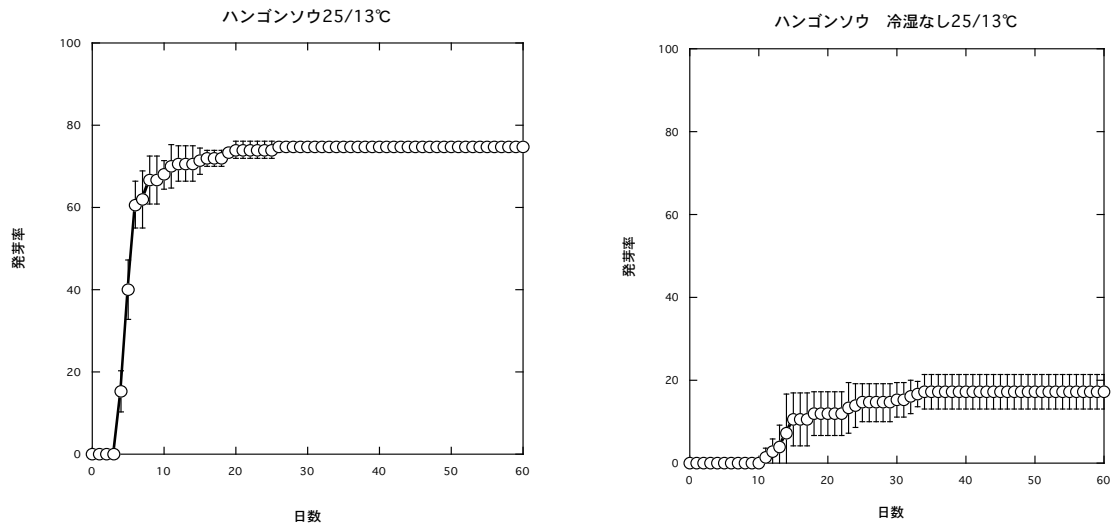


図 33 冷湿処理を施したハンゴンソウの種子（左）と冷湿処理を施さなかったハンゴンソウの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

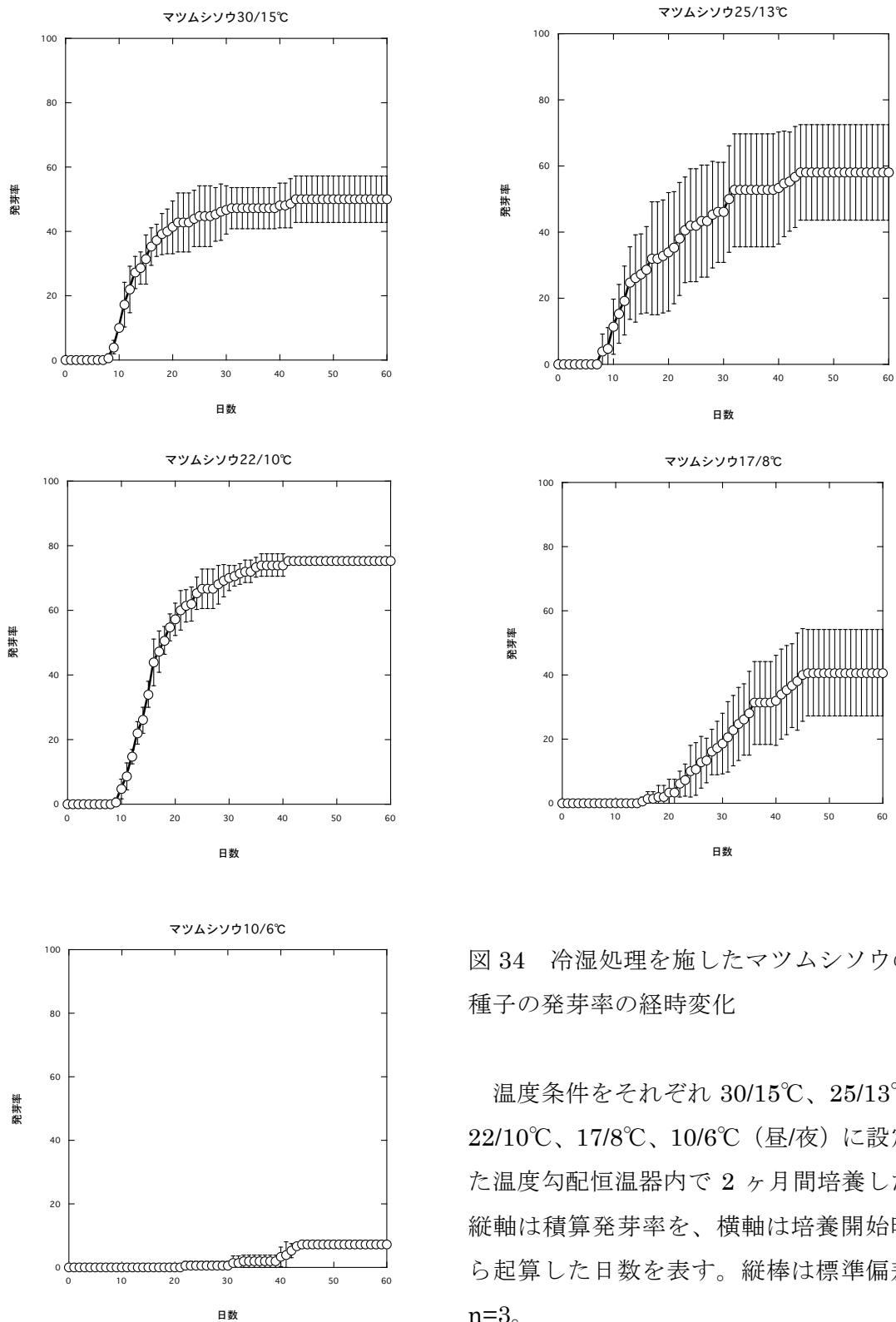


図 34 冷湿処理を施したマツムシソウの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

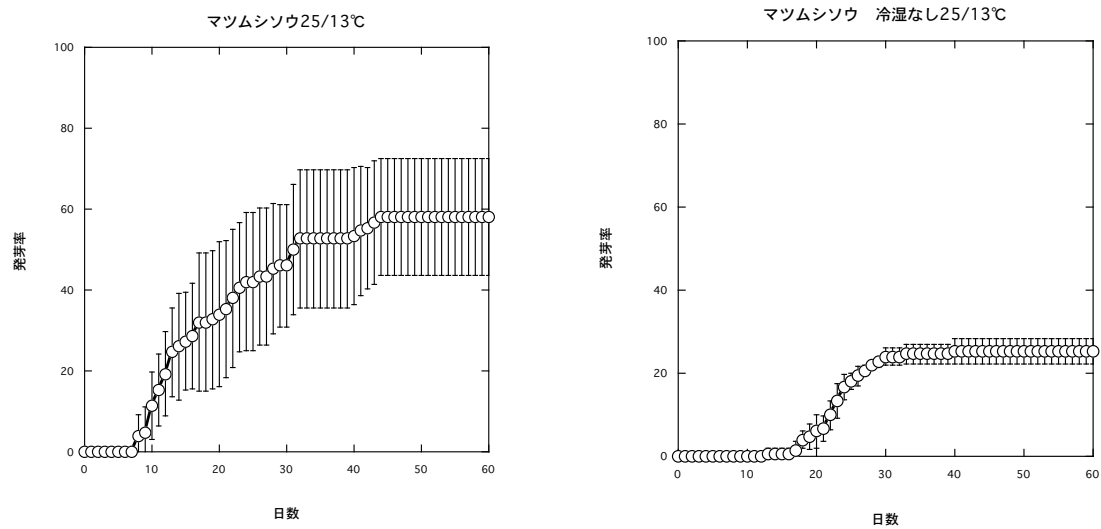


図 35 冷湿処理を施したマツムシソウの種子（左）と冷湿処理を施さなかったマツムシソウの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

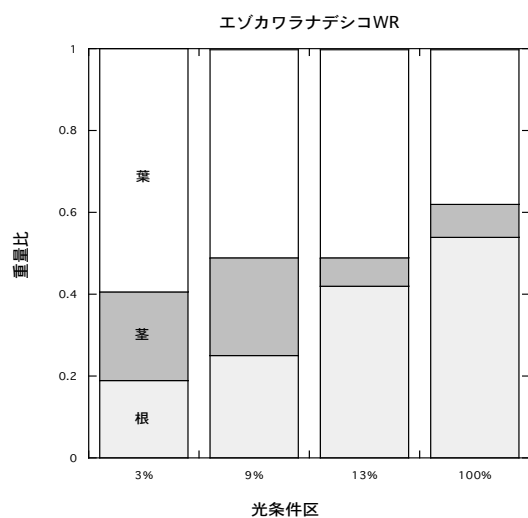
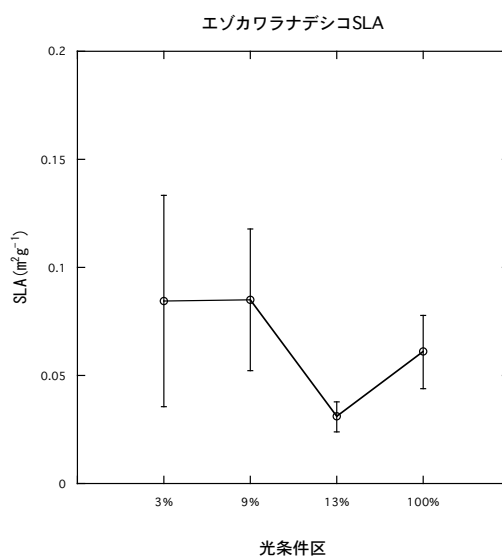
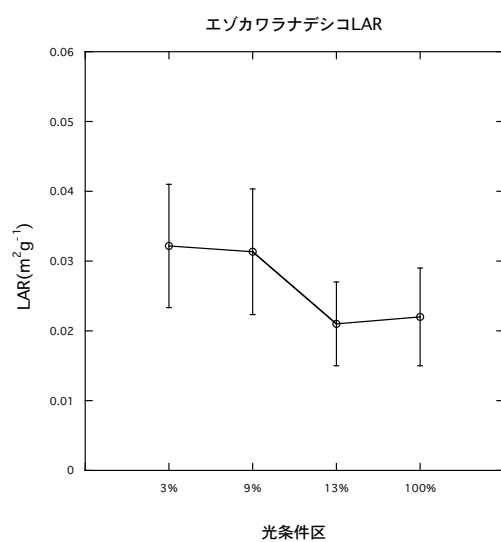
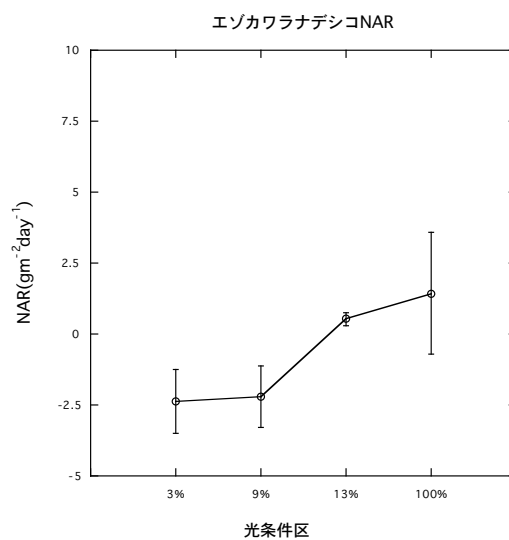
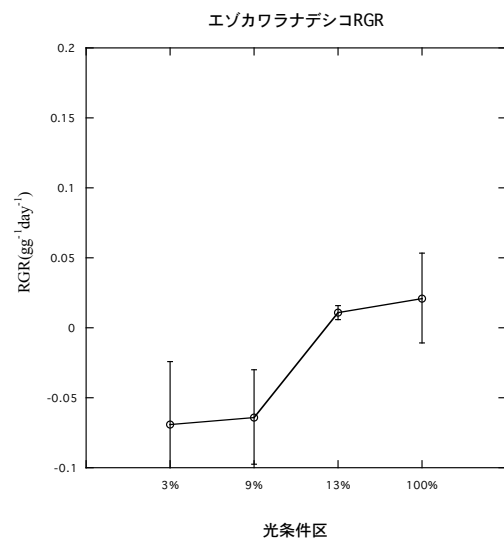


図 36 異なる相対光量子密度下で栽培したエゾカワラナデシコの生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設置した異なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、13%、100%）内で、ポット植えにした苗を約 1 ヶ月栽培した。相対生長速度 (RGR)、純同化率 (NAR)、葉面積比 (LAR)、比葉面積 (SLA)、器官別重量比 (WR) を示す。縦棒は標準偏差。n=4。

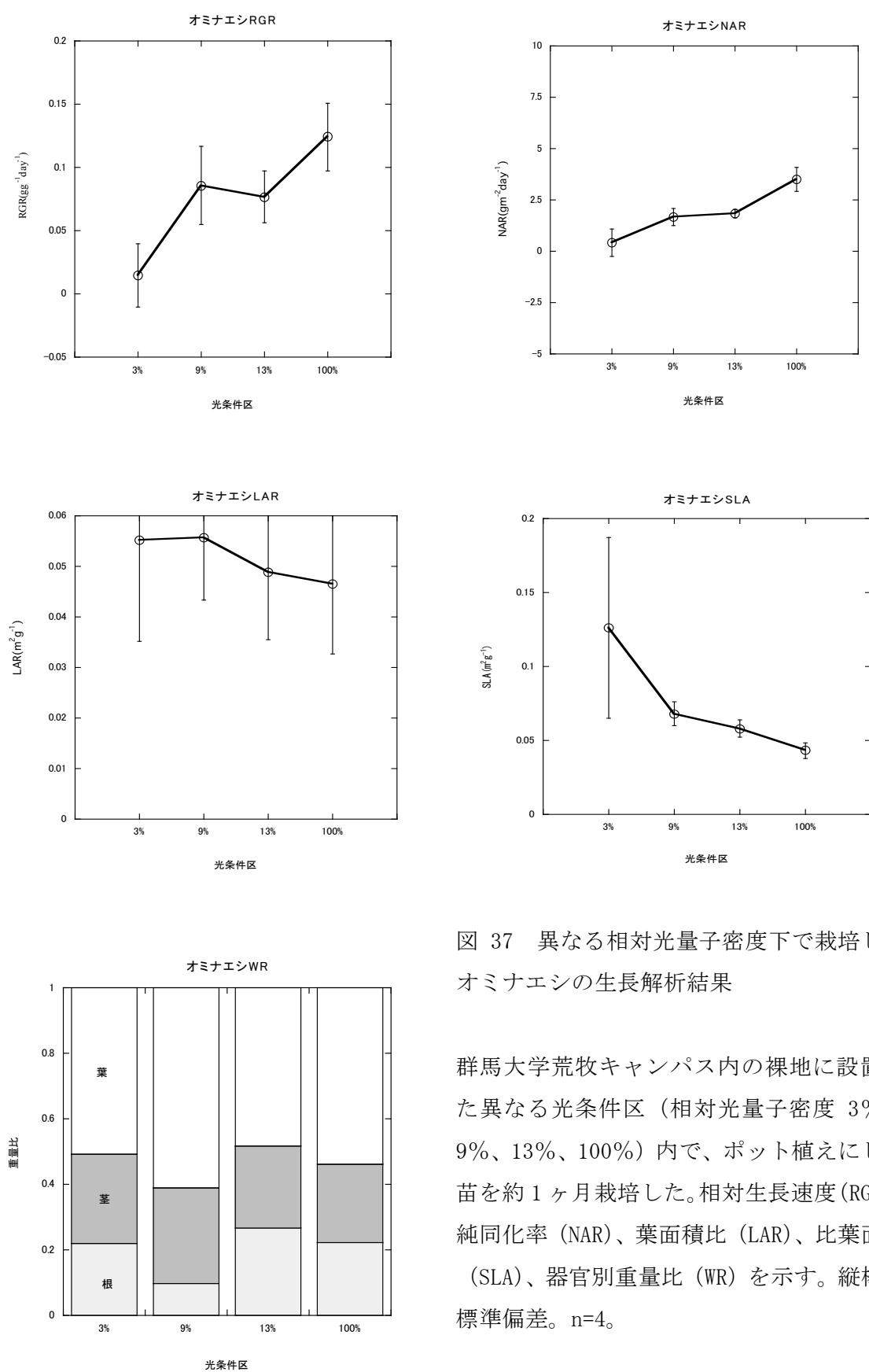


図 37 異なる相対光量子密度下で栽培したオミナエシの生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設置した異なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、13%、100%）内で、ポット植えにした苗を約 1 ヶ月栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=4。

図 38 異なる相対光量子密度下で栽培した
絶滅危惧種 B の生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設置した異なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、13%、100%）内で、ポット植えにした苗を約 1 ヶ月栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=5。

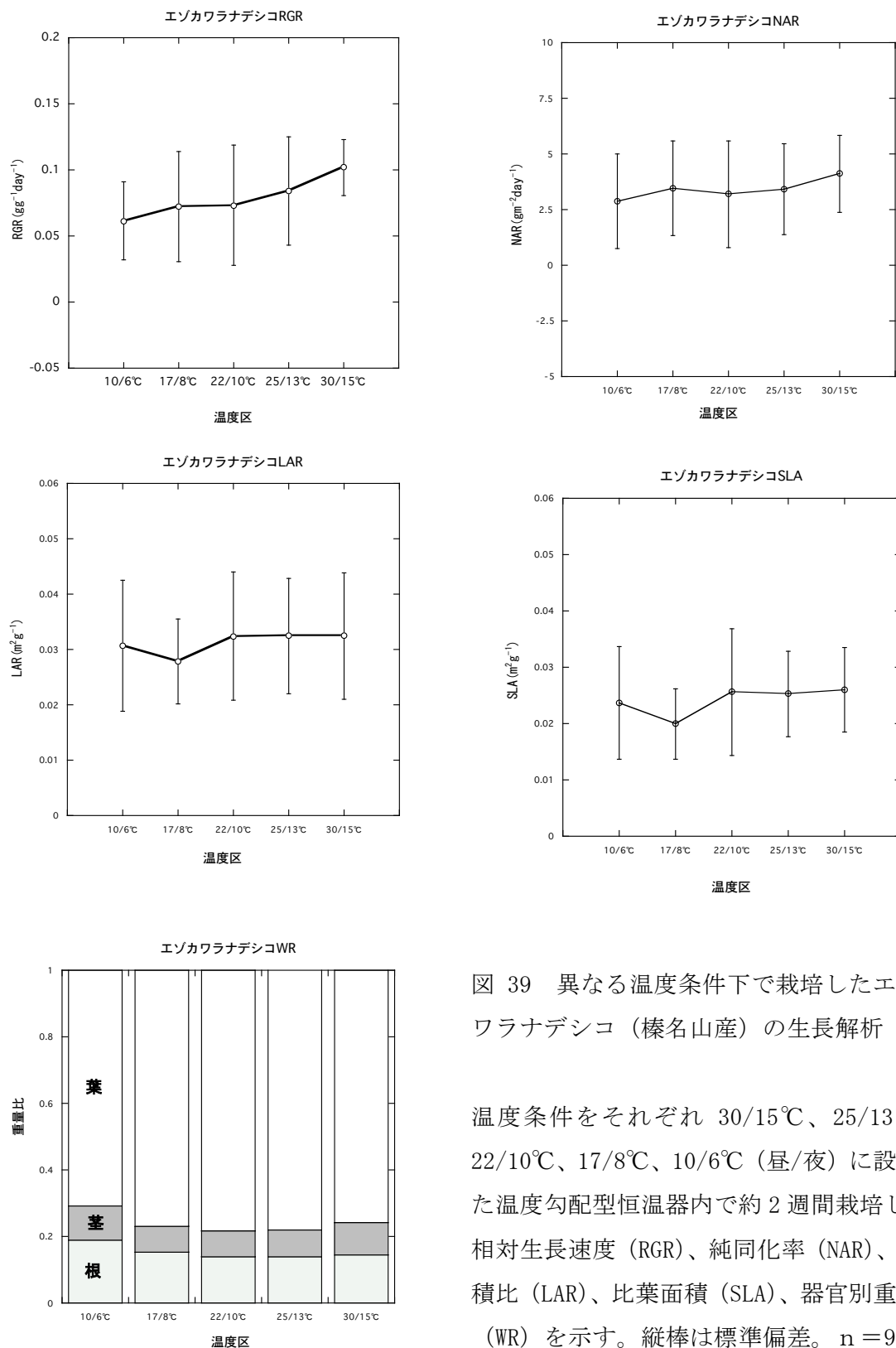


図 39 異なる温度条件下で栽培したエゾカワラナデシコ（榛名山産）の生長解析

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 週間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n = 9。

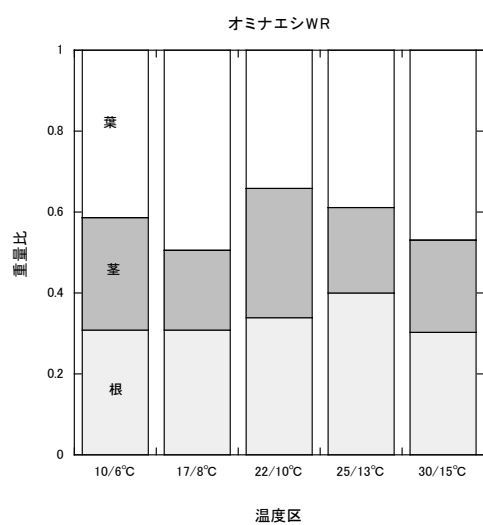
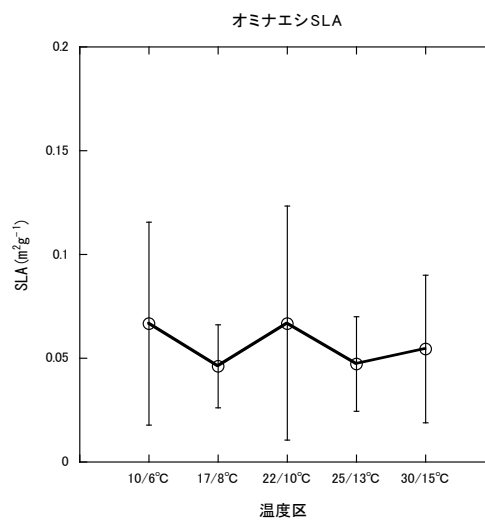
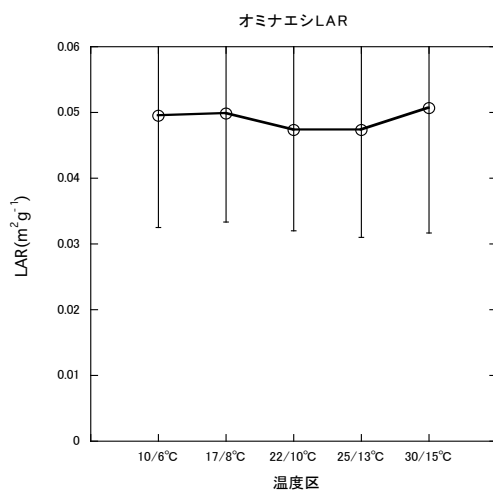
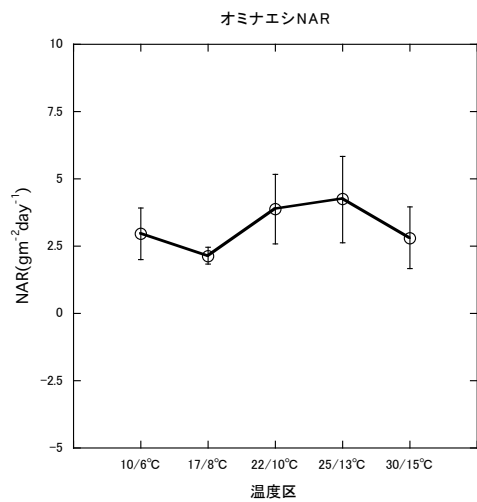
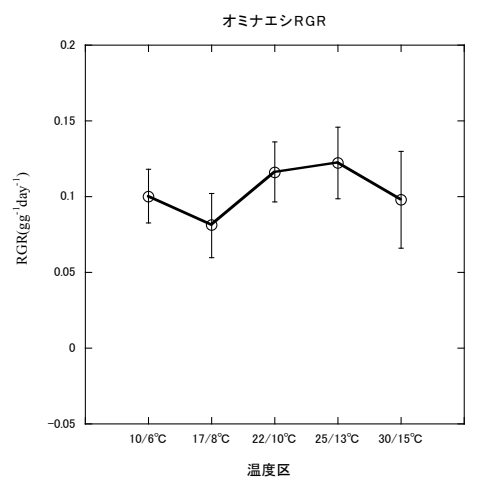


図 40 異なる温度条件下で栽培したオミナエシ（榛名山産）の生長解析

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 週間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。

$n = 5$ 。

図 41 異なる温度条件下で栽培した絶滅危惧種 B（榛名山産）の生長解析

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 週間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。
 $n = 5$ 。

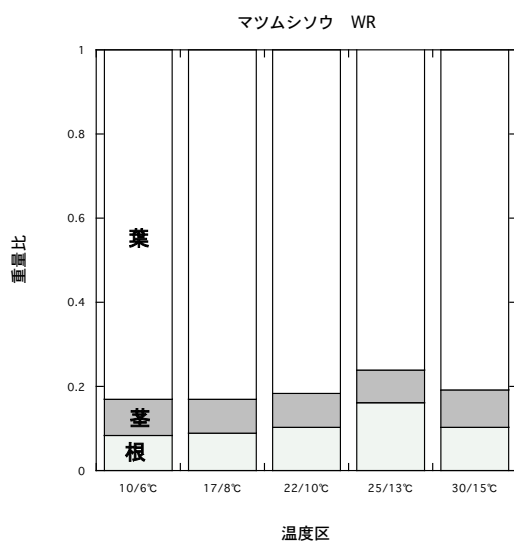
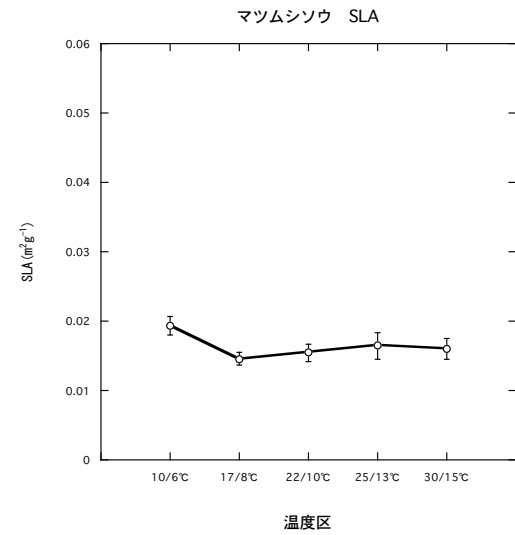
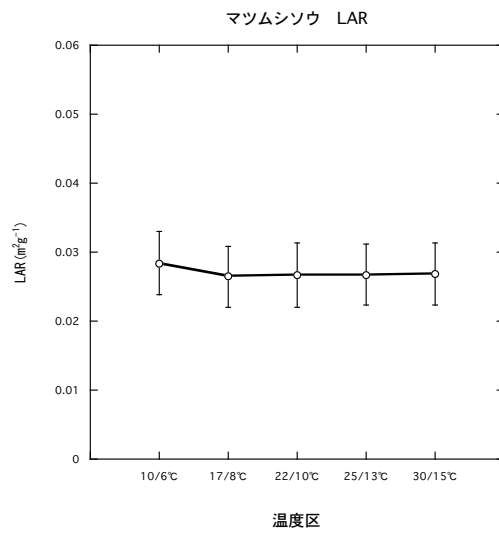
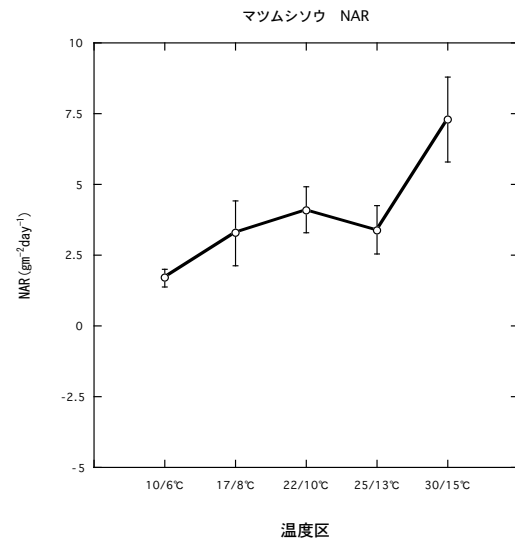
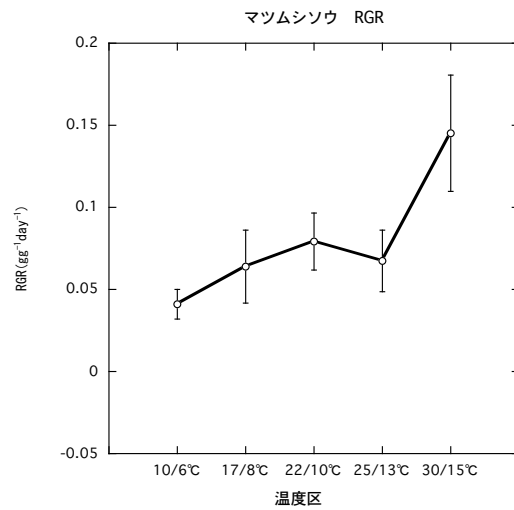


図 42 異なる温度条件下で栽培したマツムシソウ（榛名山産）の生長解析

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 週間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。
n = 4。

