卒　業　論　文

題　　名	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

学籍番号	14602020

氏　　名	櫻井 翠

指導教員名	石川 真一 教官

平成 30 年 1 月 17 日 提出

概要

里山地域は伝統的な農業により、長期間にわたって人と自然の共生関係が維持されてきた。おそらくこのことが原因で、里山地域は植物種多様性が非常に高く、また多くの絶滅危惧種・希少種が生育していることが報告されている。しかし、高度経済成長期以降の産業構造の変化、とりわけ農業の衰退と少子高齢化により、里山地域の環境は衰退の一途をたどり、植物種多様性が低下し、絶滅危惧種・希少種の衰退が起こっている。特に、個体数の減少と生育地の分断化・縮小が、遺伝的多様性を減少させ、自家不和合性によって種子繁殖を困難にしている可能性が高い。

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、里山地域には絶滅危惧種・希少種を含む多様な在来植物が生育することが明らかになりつつあり、この植物種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・生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、これらの多様性が、地球温暖化の直接影響によってどのような影響を受けるのか、現地調査と栽培実験により解明する。

そこで長期間里山として維持管理されている地域（榛名山北面（八ツ場ダムを含む）、県立榛名公園）において、植物相調査、環境調査を行って里山の現状を解明する。また代表的な絶滅危惧植物・希少種

について種子生産・発芽・生長に対する地球温暖化の直接影響の解明を行った。

県立榛名公園では、

などの多くの絶滅危惧種・希少種および里山の植物が確認され、計 72 種の生育植物を確認することができた。

以上の結果から、県立榛名公園が多くの植物種を有しており、これらが生育できる貴重な場所であることが再確認された。一方で、県立榛名公園では天候に恵まれず、　　　　　が前年に確認された地点を確認することができなかったことから、今後もこれら絶滅危惧種・希少種を保護保全していくために外来種の駆除や継続的なモニタリングを行う必要がある。

異なる温度条件下で栽培した植物の生長解析では、　　　　　　　　マツムシソウは温度の高い区ほど、相対生長速度（RGR）が高くなり、その原因は主として光合成活性（NAR）の増加であった。すなわち、地球温暖化による気温上昇で光合成活性が増大することで、生長速度も高まる可能性が高いと考えられる。それに対し

本研究で確認された良好な環境を有している地域を含め、地球では現在進行形で生物多様性が危機的な状況へと追い込まれている。人間活動によって生態系の枠組みは破壊されつつあり、環境問題や地球温暖化が引き起こされている。しかし、私たちの生活は自然からの恩恵なくしては成り立つことはない。IPCC 第五次評価報告書（2014）によれば、地球温暖化による 100 年以内の 1ー3.7℃の気温上昇は免れることはできないとされる。したがって、防止対策に加えて、実際に温暖化した場合にその悪影響を緩和するための対策を考える必要があり、そのためには野生植物種が受ける諸影響とメカニズムを研究し、知見を増やす必要がある。今後は温暖化による植生の相互関係がどのように変化するのかを解明することで、植物多様性の低下を防止することができると考えられる。多様な生態系を保護することで、自然からの恩恵を享受することができるため、社会全体で環境問題に取り組む必要がある。

目次

はじめに..3
生物多様性..3
3 つの多様性..4
生態系サービス..5
里山とは..6
里山と生態系サービス..7
里山における多様性..8
里山の衰退..9
SATOYAMA イニシアティブ..10
地球温暖化のメカニズム..12
地球温暖化による生物多様性と生態系サービスに対する影響..13
地球温暖化による植物への影響..14
絶滅とレッドリスト..14
モデル植物としての絶滅危惧種 A..15
フィールド科学とモニタリングの必要性..19
本研究の目的..20
調査地概要..21
県立榛名公園（沼ノ原）..21
北榛名地域..21
西榛名地域..22
八ツ場ダム..22
材料及び方法..23
植物相・絶滅危惧種個体数調査..23
材料植物..23
種子発芽の冷湿処理・培養温度依存性実験..24
里山植物種子の発芽条件の解析..24
異なる環境下における栽培実験..25
前栽培と初期サンプリング..25
気温を調節した栽培実験..26

絶滅危惧種 A 種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響..................26
洗浄剤による種皮の非親水性除去..27
ジベレリン処理による強制休眠解除実験（生存検定）......................28
冷湿処理による休眠解除実験..28
絶滅危惧種 A の花柱構成比...28
絶滅危惧種 A の結実率調査...29
生長解析...30
統計解析...31
結果及び考察..32
植物相・絶滅危惧種個体数調査...32
県立榛名公園...32
北榛名地域の絶滅危惧種 A 33
八ッ場ダムの絶滅危惧種 B...34
発芽の冷湿処理・温度依存性...34
絶滅危惧種 A の開花・結実・発芽特性......................................41
ジベレリン処理による強制休眠解除（生存検定）.........................41
冷湿処理による休眠解除 41
絶滅危惧種 A の花柱構成比および分布 43
絶滅危惧種 A の結実率 44
絶滅危惧種 A の結実率と等花柱花率 45
絶滅危惧種 A の株サイズ 45
榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布域 46
異なる産地・産年の北榛名の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、−80℃冷凍）の影響のまとめ 46
異なる産地・産年の北榛名の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、−80℃冷凍）の影響のまとめ 47
異なる温度条件下で栽培した植物の生長解析...............................48
結論...53
謝辞...55
引用文献・引用 web ページ..56
写真・表・図..59

はじめに

生物多様性

生物多様性条約は、「気候変動に関する国際連合枠組条約」（気候変動枠組条約）と同じく、1992 年、ブラジルのリオデジャネイロで開かれた国連環境開発会議（地球サミット）にあわせて採択された条約である。この条約は、熱帯雨林の急激な減少、種の絶滅の進行への危機感、さらには人類存続に欠かせない生物資源の消失への危機感などが動機となり、それらの保全と持続可能な利用に関する包括的な国際枠組みを設けるために作成されたものである（生物多様性国家戦略 2012-2020）。

生物多様性という言葉は、「生物多様性条約」を中心に展開している地球環境保全の取り組みと関連させて理解すべきものである。

この条約がめざすところは、「生物多様性の保全」と「その持続可能な利用」、そして利用から生じる「利益の公平な配分」である。「条約」では、生物多様性（条約では「生物の多様性」と表現）を「すべての生物（陸上生態系、買い宇王その他の水界生態系、これらが複合した生態系のそのほかの生育又は生育の場のいかんを問わない）の間の変異性をいうものとし、種内の多様性、種間の多様性及び生態系の多様性を含む」と定義している。種内の多様性は、種内の地域個体群間の遺伝的な差異や個体群内の個体間の変異などの遺伝的な多様性を意味するため、遺伝子の多様性と表現されることもある。すなわち、生物多様性は、遺伝子、種、生態系という異なる生物学的階層における多様性を幅広く含む概念である（鷲谷・鬼頭 2007）。

生命の誕生以来、生物は四十億年の歴史を経て様々な環境に適応して進化し、今日、地球上には多様な生物が存在している。これらの生物間、及びこれを取り巻く大気、水、土壌等の環境との相互作用によって多様な生態系が形成され、多様な機能が発揮されている。人間は、生物多様性を基盤とする生態系がもたらす恵み、すなわち生態系サービスを享受することにより生存しており、生物多様性は人類の存続の基盤となっている。私たちの生活や文化は、生物多様性がもたらす大気中の酸素や土壌、食料や木材、医薬品、地域独自の文化の多様性等に支えられている。また、生物多様性は、地域における固有の財産として地域独自の文化の多様性をも支えている。しかし、現在、世界各地で熱帯林の減少やサンゴ礁の劣化、外来種の影響等が報告され、生物多様性の急速な損失が懸念されている（環境省 2016）。

生物多様性の喪失は、一般的には不可逆的な変化であり、それを喪失前の状態に戻すことはむずかしい。自然再生の取り組みによって、生態系の機能の一部、またはその大部分を回復させることができたとしても、いったん絶滅した種や個体群は戻ってこない。また、その総汁は、種間関係を伝わる連鎖によって重大な生態系の機能不全を招く恐れがある。

すなわち、帰結としてなにがもたらされるか予測がむずかしく、ときに重大な帰結がもたらさせる可能性もある（鷲谷・鬼頭 2007)。

3 つの多様性

生物多様性条約では、生物多様性をすべての生物の間に違いがあることと定義し、生態系の多様性、種間（種）の多様性、種内（遺伝子）の多様性という 3 つのレベルでの多様性があるとしている。

生態系の多様性とは、干潟、サンゴ礁、森林、湿原、河川など、いろいろなタイプの生態系がそれぞれの地域に形成されていることである。地球上には、熱帯から極地、沿岸・海洋域から山岳地域までさまざまな環境があり、生態系はそれぞれの地域の環境に応じて歴史的に形成されてきたものである。一般的に生態系のタイプは、自然環境のまとまりや見た目の違いから区別されることが多いといえるが、必ずしも境界がはっきりしているものではなく、生物や物質循環を通じて相互に関係している場合も多いといえる。また、里地里山のように二次林、人工林、農地、ため池、草原などといったさまざまな生態系から構成されるモザイク状の景観をまとまりとしてとらえ、生態学の視点から地域における人間と環境のかかわりを考えていくことも行われている。

種の多様性とは、いろいろな動物・植物や菌類、バクテリアなどが生息・生育しているということである。世界では既知のものだけで約 175 万種が知られており、まだ知られていない生物も含めると地球上には 3,000 万種とも言われる生物が存在すると推定されている。また、日本は南北に長く複雑な地形を持ち、湿潤で豊富な降水量と四季の変化もあることから、既知のものだけで 9 万種以上、まだ知られていないものまで含めると 30 万種を超える生物が存在すると推定されている。加えて、わが国の生物相は他の地域には見られない固有種の比率が高いことが特徴だが、わが国の生物相の保全を考えていく際には、種数や個体数だけに着目するのではなく、種の固有性を保全していくことが重要である。例えば、2011 年 6 月に小笠原諸島が、わが国では 4 番目となる世界自然遺産に登録されたが、これは陸産貝類をはじめ、独特の進化の過程を示すさまざまな種分化が見られる点が評価されたものである。しかし、このような世界的に重要な地域においても、クマネズミやグリーンアノール、アカギ等の外来種が入り込み、小笠原諸島にしかいない固有種等の生息・生育地を脅かすなどその影響が問題となっている。

遺伝子の多様性とは、同じ種であっても、個体や個体群の間に遺伝子レベルでは違いがあることである。例えば、アサリの貝殻やナミテントウの模様はさまざまだが、これは遺伝子の違いによるものである。メダカやサクラソウのように地域によって遺伝子集団が異なるものも知られている。なお、メダカは、遺伝的に大きく北日本集団と南日本集団に分かれており、2011 年には北日本集団が新種として記載されたが、南日本集団は遺伝的に複

数の地域集団に分けられることが知られている。

このように自然界のいろいろなレベルにおいて、それぞれに違いがあること、そして何より、それが長い進化の歴史において受け継がれた結果として、現在の生物多様性が維持されている。生物多様性の保全にあたっては、それぞれの地域で固有の生態系や生物相の違いを保全していくことが重要である（生物多様性国家戦略 2012-2020）

生態系サービス

生態系は、非生物的な環境と、植物、動物、微生物の群集とが機能的な単位として相互作用している動的な複合体である。ミレニアム生態系評価は生態系の全領域、自然林のように比較的撹乱されていない環境から、人間により利用されている場所が混在するランドスケープ（景観）や、農地および都市地域のように人間によって協力に管理され改変された生態系に至るまでを対象とする。生態系サービスは生態系からに人々が得る恵みであり、食糧・水・木材・繊維のような供給サービスや、気候・洪水・疾病・廃棄物・水質に影響する調整サービス、レクリエーションや審美的・精神的な恩恵を与える文化的サービス、そして栄養塩循環・土壌形成・光合成のような基盤サービスが含まれる。環境の変化は、文化と科学技術により緩和されるであろうが、人類は基本的に生態系サービスの供給に依存している（Millennium Ecosystem Assessment 2005)。

生態系がもたらす恩恵である生態系サービスを将来にわたって長く享受していくためには、生態系の構造や機能を持続的に保全していくことが必要である。環境問題にはさまざまな要因が複雑に絡み合い、相互に関連しているため、単純化してとらえることはできない。環境問題を解決するためには、広範な知識をもち、多角的な視点からの検討が必要とされる。そして、環境問題の根本的な解決のためには、地域生態系の物質循環にみあったライフスタイルや社会経済システムへの転換が不可欠である。

各種生態系サービスは数えきれないほど多くの生物種の営みの結果として表れるのであって、それらはわれわれがまだ気づいてもいないような複雑な関係のうえに成り立っているという認識をまずは念頭に置くべきである。

たとえば湿地には確かに水質浄化につながる水質形成機能がある。同時に生物多様性を通じて、食糧生産、ガス交換、気候緩和、栄養塩循環、避難地の提供、遺伝資源供給、レクリエーション、文化基盤提供などのサービスにも結びついている。ここで水質形成機能を重視するあまり浄化機能の高い植物種ばかりを育成することになれば、湿地生態系の多機能性と健全性は失われてしまうであろう。環境保全や自然再生の目標を設定する際に、期待できる生態系サービスはあくまで結果として享受できるものとして位置づけ、享受の効率をあまり追求しないという基本姿勢が必要である（佐藤ほか 2012)。

里山とは

里山というのは、学術用語というよりは慣習的用語である。所三男著の『近世林業史の研究』によれば、江戸時代の 1739 （宝暦九）年に、寺町兵右衛門が著した『木曽山雑話』の中に「村里家屋近き山を指して里山と申し候」と書いてあるのが紹介されている。さらに、1905 （明治三八）年に農商務省山林局が発行した『單寧材料及槲樹林』の中に、「深山」に対置させて「里山」が使用されている。地方によってさまざまな呼び方が存在し、里山のほかには四壁林、地続山、里林などが知られており、いずれも集落に近い農用林野をさしている（犬井 2002)。

生態学者の田端英雄氏は『里山の自然』の中で、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持つ耕地や水路や屋敷地も含めた農村環境を指している。それは里山の生物にかぎらず、人間の生活や農業、民話や童話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)。

日本でもかつては一般的にみられたような、さまざまな手入れや管理などによって人間が濃厚に自然にかかわって暮らしているようなあり方は、二次的自然を結果的に形成し、その一方で人間はその二次的自然を持続的に利用してきた。里山や里地、最近では、里海、里浜、里川などの概念さえもいわれるようになったが、その領域はいずれも人間が濃厚に関わってきた二次的な自然である。その二次的自然をいじるために手入れや管理で濃厚に関わってきたあり方は、かつての有機体理論的モデルにおいては、あるべき自然を歪曲し変形してしまう行為としてとらえられがちであったが、人間の自然への働きかけを「撹乱」としてとらえると、その撹乱を引き起こす行為は必ずしも排除しなければならないのではなく、生物多様性の維持や保全に対して意味がある場合も少なくないことが認識されてきたのである（鷲谷・鬼頭 2007)。

しかし、里山にいかなる二次的自然が含まれるかは、人によって解釈が異なる。雑木林やマツ林などの二次林、すなわち、かつての薪炭林や農地林を里山に含めることには、誰しも異存はないであろう。また、伝統的農業では、茅場としての採草地が重要な地位を占めていたので、現代社会ではその面積は激減しているにせよ、里山に採草地が含まれることにも異論はないと思われる。問題は、農地、集落といった土地利用をも含めて里山と呼ぶかどうかである。二次林、草地、農地、集落は、いわばセットとなって伝統的農村景観を形成していた。その意味で、これらが一体としてとらえられるべきものであることは間違いない（武内ら 2001）

国が里山について考えるようになったのは、つい最近で 1994 年に「環境基本計画」を決めてからである。その中で、人口密度が低く森林率がそれほど高くない地域を「里地」と

呼ぶとしている。さらに、「森林水産活動などさまざまなかかわりをもってきた地域で、ふるさとの原型として想起されてきたという特性がある」と規定している。これをみれば里地は、里山地域とほぼ同じ意味であることが理解できる。

里山は人と共存することによってはじめて存続できる、身近なそして豊かな自然である。したがって里山を守り残すということは、里山を人が常に利用することを意味している。しかし、現在の里山に薪や炭、落ち葉堆肥などを利用していた時期と同じだけの生産的価値は期待できないし、まして従来の農林業的価値だけで里山を再生することはできない。市民参加による新たな里山の利・活用こそが、里山保全の切り札になるのではないだろうか（犬井 2002）。

里山と生態系サービス

山地が広い面積を占めるわりに平野は少なく、しかも地形が複雑に入り組んだ日本列島では、生活に欠かせない多様な生物資源を与えてくれる里地は、経済的な利益を得るためだけではなく、人々の生存を維持する生活の場であった。里山林は、住宅などの建築用材や、家具用材,道具用材などに使われる木材、芝(柴、薪)、炭、狩猟、山菜や果実など食糧,さらに薬草や工芸に用いられるウルシなどの樹脂類を供給し、里山の草地は農耕に欠かせない牛馬の餌や放牧地として使われた。農地は食糧生産のための田畑であり、そしてそこを流れる清涼な川は漁、生活水を得る場であった。里地には里山から豊富な有機物が供給され、土地が肥沃であることから、多様なだけでなく豊かな収穫を得ることができることを人々は経験を通して知っていたのであろう。さらに民話には、狐、狸、猿、ねずみ、蛇、すずめ、雉、鶴、きつつき（てらっこう)、タニシ、等々、多くの動物が登場し、そこが「生産の場」であるとともに「多様な生物の生息の場」でもあったことを記録している。

米穀をはじめとする食糧に加えて、薪炭材、建築材、落葉、牛馬の放牧を可能とする草、ときには石材などを供給する里地は、商品流通・貨幣経済確立以前の時代、農民の生活の基盤となっていた。農民はそれらの持続的供給を可能にするため、自発的地域共同体を形成し、知恵と労力を惜しまない手入れによって里地を維持してきた。

ほとんどの場合、「生産の場としての里地」の所有権、とりわけその中核となる里山は公有地または大地主の私有地であって、その里地で生活し、里山を利用する人々に所有権はなかった。里地に生活する人々は、持続的に生活の糧を得るために地域共同体を形成し、里山を自発的に管理する一方、里山の所有権者は里山を維持するためにその管理を承認してきた。その後、自発的地域共同体は「入会集団」(その構成員が山林原野そのほかの土地において、この権利を行使できる者によって構成されている共同体)に発展し、封建社会、絶対制社会のもとであっても「入会権」として認知されるにいたった。「入会集団」の管理と規制のもとにある土地と土地の生産物の収穫に関する権利である入会権は、明治以降の

法整備にともなって民法上の物権とて保全された。「生産の場としての里地」は、1960 年代の燃料革命、高度経済生長による農林業の急激な衰退によりその経済価値が実質崩壊するまで、持続的生物生産を数百年の長きにわたって実現してきた（飯山 2001）。

里山における多様性

ウィッタッカーによれば、特定の空間における種の多様性の要素は、α多様性、β多様性、γ多様性の 3 つの概念で整理することができる。α多様性は生育場所内の多様性、β多様性は生育場所間の多様性、γ多様性は地域間の多様性を意味する（鷲谷 2001）。

里地･里山における植物の種の多様性をもたらす要因として第一にあげなければならないのは植物資源の採取がもたらす攪乱（植物体を破壊する作用）とストレス（光合成・有機物生産を抑制する作用）による効果、すなわち、植物のα多様性を高める効果である。一般に比較的均質な生息・生育場所の内部においては、生物間の競争（生態学では競争を共通の資源の奪い合いと定義する）の結果として競争力の大きい種が資源を独占して優占するため、それ以外の種が排除されて多様性が低下する。しかし、もし、適度な攪乱やストレスが作用すれば、すなわち里山では人間が刈り取ったり落葉をもちだすことで競争力の大きい種の生育が多少とも抑制されれば、競争による排除が起こらずに多様な植物が共存できる。 それは餌や営巣場所などの多様性を高めることで動物の多様性を高めることにもなる（鷲谷 2001）。

日本列島の自然に特有な攪乱は種類も多く、それらの攪乱に適応した植物は、伐る、刈る、焼くなどの人間の干渉にあらかじめ適応しているからである。伐られても切り株から新しい幹を伸ばして再生する萌芽性の強いコナラなどの樹木や、焼かれても刈られても季節とともに蘇るススキやオギなどがその代表的なものであろう（鷲谷 2001）。

幼生の時代には水中で暮らし生長すると林や草原で暮らすトンボやカエル、森林に営巣し餌は草原や水田で捕る猛禽類などにとって、水辺と樹林、草原と樹林が隣接する里地・里山は最適な生息場所である。人間が豊かな生活を営むために多様な自然の恵みを得る場として里山を整備したことにより、多様な環境のそれぞれにおいて生きるもの、異なる環境にまたがって生きるもの、いずれの生活をも可能にした。いいかえれば、里地の生きものの種多様性を高めることに大きく寄与している生息・生育場所の組み合わせは、伝統的な生産と生活におけるさまざまな自然物の必要性がもたらしたものである（武内 2001）。

同じような資源を採取するためのモザイク的自然でも、地方ごとにペースになっている自然は大きく異なる。そのため、多くのものを共有しながらも異なる地方の里地の生物相は、異なる種の組み合わせを示す。それは、日本列島あるいは東アジアという空間的スケールで見た場合の里地の種におけるγ多様性である。そのようなγ多様性ゆえに、それぞれの地域の里地には固有性という意味での生物多様性保全上の重要性が認められる（鷲谷

2001)。

里山の衰退

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。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。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、里山で生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増加した。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)。

このように1960ー1970年代には里山林や採草地が本来の価値を失い、水田などの農耕地も機械化の対応のために圃場基盤整備が行われ、里やまが大きく姿を変えはじめた。さらに、農作物の輸入自由化や減反政策、農家の高齢化などにより、里やまの多い中山間地域では、農林業の継続自体が容易ではなくなってきた（石井 2006)。

1955年頃までの里山林は数年に1回の下刈り（芝刈り）と8ー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ー8m程度の伐採前の低林（高木を低い状態で維持している林）までのさまざまな林齢の林分によるパッチワーク上の里山林警官が維持され、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要請されていた、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みられる。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が消失した（服部 2006)。

明治から現代にかけて日本人の経済水準や生活様式が大きく変化してきたにもかかわらず、日本全体を見るかぎりでは森林や農地の面積割合にはそれほど大きな変化は見られない。しかし、よりくわしく見ると、都市周辺ではとくに大きな変化があった。すなわち、都市への人口の集中にともない都市域が拡大し、周辺の農地、林地が市街地に転換された。明治から現代までの期間を通じて、奥山に分布する比較的自然性の高い森林が、少なくとも面積のうえで保持されてきたのに対し、都市周辺に分布する里山は、都市域の拡大の影響を受け、急激な減少を余儀なくされた（恒川・別所 2001)。

経済的価値の低下した里山林や機械化の困難な水田は放棄されて、さまざまな開発の対象となり、消滅あるいは縮小、分断化したスギやヒノキの植林に変わったところも多い。里山林は開発を免れ、残されても放置されれば遷移が進行し、変質をはじめる林床にはネ

ザサや低木が繁茂し、生長した樹木により樹冠は鬱閉して、カシ類やシイ類などの陰樹の林に移行しはじめる。放棄された水田も、すぐに草本やネザサが侵入して鬱蒼としたやぶとなり、やがて樹木の侵入もはじまる。

都市から遠い里やまは、分断化しつつも残されている場合が多い。新興住宅地の内外に、里山林の名残が「孤立林」あるいは「残存林」として残されていることもあるが、小規模なものでは生物相が貧弱である。一方、都市近郊の里やまには早くから市街化の波が押し寄せているが、里山林やため池などが、「斜面林」や都市緑地公園の池などとして断片的に残されていることも多い。しかし、都市緑地の生物相は貧弱で里山林のものとは異なる。放棄された里山林や農耕地が遷移しても、豊かな自然から離れている場合には、里やま独特の生物相が失われるだけで、かえって生物群集の貧弱な生態系になってしまう（石井 2006)。

第二次大戦による天然林の乱伐,戦後 1950 年代からはじまった人工造林化、さらに奥地林伐採と拡大造林によって、全森林面積のおよそ 40%に相当する 1,000 万 ha の森林がスギ、ヒノキ、カラマツなどの針葉樹林に転換された。とくに都道府県別にみると、人工林率が 60%以上と高率の地域がある。このような針葉樹人工林化によって森林生態系は大きく変化し、野生哺乳類のほとんどが生息できない森林となった（山田 2006)。

SATOYAMA イニシアティブ

生物多様性の保全にとっては、原生的な自然を保護することのみならず、人々が古くから持続的に利用や管理してきた農地や二次林など、人間活動の影響を受けて形成・維持されている二次的自然環境(社会生態学的生産ランドスケープ)の保全も同様に重要である。これらの二次的自然環境には、多様な種がその生存のために適応・依存しており、その維持・再構築が生物多様性の維持・向上に重要な役割を果たす。しかしながら、これらの自然環境やそれを形作ってきた持続可能な慣行や知識は、都市化、産業化、地域の人口構成の急激変化等により、世界の多くの地域で危機に瀕している。これらの二次的自然環境を持続可能な形で保全していくために、その価値を世界で広く再認識するとともに、早急かつ効果的な対策を講じていくことが求められている。

この緊急な課題に取り組むため、環境省と国連大学高等研究所（UNU-IAS）は SATOYAMA イニシアティブを提唱している。SATOYAMA イニシアティブはエコシステムアプローチなど既存の基本原則を踏まえ、関連する活動を世界的に推進していくものです。本イニシアティブの核となる長期目標（Vision）は「自然共生社会の実現」、すなわち人と自然の良好な関係が構築されている社会の実現である。

SATOYAMA イニシアティブの長期目標は、自然のプロセスに沿った社会経済活動（農林水産業を含む）の維持発展を通じた「自然共生社会の実現」である。生物資源を持続可能な

形で利用・管理し、結果として生物多様性を適切に保全することにより、人間は様々な自然の恵みを将来にわたって安定的に享受できるようになる。そのため、SATOYAMA イニシアティブでは、「社会生態学的生産ランドスケープ」と呼ぶ地域における、人と自然との係わり方を社会的及び科学的視点から見つめ直す。

また、より持続可能な形で土地及び自然資源の利用と管理が行われるランドスケープの維持・再構築を目指し、以下の 3 つの行動指針を提案している（環境省 2010)。

1）多様な生態系のサービスと価値の確保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、長期的にみると、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）革新を促進するための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）伝統的な地域の土地所有、管理形態を尊重した上での、新たな共同管理のあり方（「コモンズ」の発展的枠組み）の探求

コモンズは、国家や自治体などの「公」と個人である「私」との中間の「共」によって自然資源の利用や管理が行われるシステムと捉えられる。共に利用し、共に管理する仕組みである。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一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（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持っている。例えば、大韓民国の Mauel, インドネシアの Kebun-Talun. スペインの Dehesa など、フランスの Terroir があげられる（渡辺 2010）。

SATOYAMA イニシアティブは、日本の里山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）。

地球温暖化のメカニズム

地球温暖化とは、「温室効果ガス(greenhouse gas ： GHGs)」の大気中濃度が高まることにより、地表の平均気温が上昇する現象を言う。

温室効果ガスとは、太陽から入射する比較的波長の短い光線は透過するが、地表から放射される波長の長い赤外線は吸収する性質を有する気体の総称である。太陽から入射する光線は、約半分が大気や雲で反射され、残りは大気を素通りして地表面を暖める。一方、地表から放射される赤外線は一旦温室効果ガスに吸収される。このため、地表からのエネルギーの一部はすぐに放散せず、大気中に対流して気温を引き上げる。これが「温室効果(greenhouse effect)」と呼ばれるメカニズムであり、温室の外壁に相当するのが温室効果ガスである。

現在、温室効果ガスのうち問題視されているのは、人間の活動に起因して大気中濃度が上昇している二酸化炭素(CO2)、メタン(CH4)、一酸化二窒素(N2O)、各種フロン類などである。なお、地表から放射される赤外線を最も多く吸収する温室効果ガスは水蒸気であるが、

大気中の濃度が一定しており、地球温暖化との関連では問題とされていない（小林 2004）。

地球温暖化による生物多様性と生態系サービスに対する影響

気候変動と、その生物多様性と生態系サービスに対する影響（たとえば海水上昇）はますます大きくなると予測されている（確度は中程度）。四つのミレニアム生態系評価シナリオにおいて気候感度が中程度（二酸化炭素濃度が 2 倍になると 2.5℃の上昇）であるとすると、シナリオによるが地球全体の温度は産業革命以前とくらべて 2050 年には 1.5 から 2.0℃、 2100 年には 2.0 から 3.5℃上昇する（確度は中程度）。

気候変動は、たとえば生産力や耕作地と非耕作地の植物の生育ゾーンに影響することで、生態系サービスを直接的に変えるだろう。さらに生態系サービスにリスクを与えるような極端な現象が起こる頻度が増加すると予測されている。そして、海水面上昇が海岸を守っているマングロープやそのほかの植生に脅威を与えるなど、間接的な生態系サービスへの影響があると予測されている。

さらに気候変動は、きれいな水の供給、エネルギー、食物、健全な環境の維持、生態システムの維持、生物多様性、生態学的な産物やサービスなどに負の影響を与えることで、発展を阻害する要因になると予測されている。気候変動は生物多様性の喪失を助長し、多くの種、特に個体数が少なく、バッチ状の生息場所や限られた気候帯に分布する種の絶滅確立を増加させる（確度は中程度から高い）。

今世紀の終わりまでに気候変動とその影響は、生物多様性の喪失と全球的な生態系サービスの低下の主原因となるかもしれない。生物多様性への悪影響は、気候変動の変化速度の増加と変化量の増加に伴って拡大するだろう。生態系サービスは、サービスの種類や地域によっては、はじめのうちは温度と降水量の上昇によって向上するかもしれない。しかし、10 年当り 0.2℃を超えた速度で上昇したり、地球全体の平均気温が産業革命以前より 2℃を上回れば、生態系サービスへの負の影響のほうが大きくなるだろう（確度は中程度）。

温暖化は温室効果ガスの安定レベルに影響されるので不確実性の幅が大きいが、IPCC の予測に基づくと、こうした温度上昇を避けるためには二酸化炭素濃度が 450 ppm 以下で安定することが必要である（確度は中程度）。この判断は、産業革命以前にくらべて地球全体の地表面の平均気温が 2℃上昇するという値が、気候変動の負の影響が一部の地域で感じられるレベルから地球全体で感じられるレベルへの境界であることに基づいている。たとえば、2℃未満の上昇では、農業生産力は熱帯と亜熱帯では低下するが、温帯地域のほとんどと高緯度地域では逆に上昇する。しかし、さらに温暖化すると、多くの温帯地域でも農業生産力は低下すると予測されている。2℃の上昇は経済には正と負の影響があるが、多くの人々にとっては負の影響のほうが大きいであろう。すなわち、負の経済効果が卓越する。固有性が高い、あるいは危機的状況にある生態システムの多くでリスクが増し、多くの種

の絶滅を引き起こすだろう (Millennium Ecosystem Assessment 2005)。

地球温暖化による植物への影響

予測される温暖化では、多数の植物種の絶滅が起こり、これが生態系全体に波及することで地球規模での生物多様性の減少を引き起こすと予想される。植物に対する温暖化の影響はひと言でいえば、どの場合もそれは生理学的な欠乏を引き起こし、結果として競争力が弱まったためといえる。例えば、気温が 3℃上昇すると、植物では呼吸によって年間 30%もの炭素量の損失を増大させるといわれるが、これは個体によっては茎や枝の生長に配分する炭素の年間量を上回る。種によってはこれで生存力が低下し、他種との競争に敗れ、生育の場を失い、消失を余儀なくされるであろう。しかし、別の種では、温度上昇に高い適応力をもつ個体が弱い個体に取って代わり、他種との競争に敗れることなく、その場を維持するかもしれない。しかし、そのためには,自然選択を可能にする遺伝子プールと新たな遺伝的組み合わせが可能な繁殖システムの双方が維持されることが重要である (原沢・西岡 2003)。

今後、日本では温暖化に向けて、現状でも著しく減少している自然草原を保護する必要がある。多様な種組成をもつ自然草原生態系を維持し、草原景観を含む現地保全 (in site conservation)と管理保全(management conservation)が重要になる。これには沼田(1998)の示した現地保全および管理保全の思想を取り入れ、各気候帯別に多様な草原保護区を設定する必要がある。これは気候的に極相が森林植生になる日本では、大半の地域では自然草原生態系の維持には、常に自然的あるいは人為的なプレッシャーを加え、植生遷移を自然草原植生の範囲にコントロールする管理が同時に必要となるからである。

なお、温暖化による植生変化は森林では、吉良 (1976)、草原では西村・桐田 (1983) 示したように、土壌中の炭素の蓄積量が、温度の上昇に伴う土壌呼吸量や分解量の増加によって減少する。これは土壌の肥沃度の低下につながることにもなる。このことは草原生態系の植生維持が温暖化を少しでも抑制すると同時に、現状の地域に現存する植生を維持することのできる環境を保持することの重要性を示すものであり、温暖化防止がこの面からも重要であることを示しているといえる (原沢・西岡 2003)。

絶滅とレッドリスト

絶滅とは、ある生物種のすべての個体が子孫を残すことなく地球上から死に絶えることであり、動物園・植物園・水族館を除いて野生個体が 1 個体もみられないものを野生絶滅とよんでいる。絶滅は自然現象としても起こるが、マイヤース (N. Myers) の推定によれば、恐竜時代の大量絶滅が生じた白亜紀末期の絶滅速度と比して、1900ー1970 年代は千一十万倍、そして 1975ー2000 年では 4 千万倍の速度といわれている数値の確度は別として、

20 世紀に入ってから、乱獲,熱帯雨林の過度な焼き畑農業や大規模伐採など、人間活動が野生生物の絶滅速度を飛躍的に高めていることは間違いない。絶滅が懸念される生物種を絶滅危惧種とよぶ。生態系の視点からみても、生物種の絶滅は生物多様性を低下させ、ひいては生態系サービスの低下をもたらしかねないので、絶滅危惧種には特に保全などの配慮が必要となる。

絶滅の危険度をいくつかの度合いに区分けし、ある地域に生息する野生生物種に対して、その該当する種・亜種などの学名と絶滅の危険度などの情報をリストアップしたものをレッドリストとよび、それに加えて、形態、繁殖などの生態,生息環境、絶滅の要因とその保全対策などをまとめたものをレッドデータブックと称する。これらは保全策の指針書にもなっており、国際自然保護連合（IUCN）では、数年おきに世界中の絶滅危惧種をまとめたレッドデータブックを発行している。環境省は日本国内向けのレッドリストを公開し、各都道府県でもそれぞれのレッドデータブックが作成されている。

レッドデータを作成する目的は、象徴的な生物種（トキ、コウノトリ、ヤンバルクイナなど）を代表として生物多様性の危機の度合いを一般人に伝え、生態系の保全を社会的に動機づけることにある。絶滅の危険度については、個体数の減少速度、生息面積の広さ、全個体数と繁殖個体群の分布、成熟個体数,絶滅確率などの定量的な基準によって、絶滅危惧種を危機的絶滅寸前（CR：critical、環境省基準では絶滅危惧ⅠA 類)、絶滅寸前（EN：endangered、同じく絶滅危惧ⅠB 類)、危急（VU：vulnerable、同じく絶滅危惧Ⅱ類）の 3 段階に区分されている。たとえば、IUCN 2001 年版の絶滅確率の基準では、10 年または 3 世代以内に 50%以上の確率で絶滅する種は危機的絶滅寸前に区分され,危急な保全策をとらなければいけない。同様に、20 年または 5 世代以内に絶滅する確率が 20％以上ある種を絶滅寸前種と区分し、100 年後に絶滅している確率が 10%以上ある種を危急と区分することを提案している。これより軽度な危険度の生物種は、準絶滅危惧種（NT：near threatened)、軽度懸念（LC： least concerned）となる。IUCN が 2009 年に発表したレッドリストでは、合計 17,273 種が絶滅危惧種に登録されている（佐藤ほか 2012)。

我が国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会種分科会（1989）によって植物のレッドデータブックが刊行され、里山に育成する植物の中にも絶滅危惧種が多いことが明らかになった（武内 2001)。

モデル植物としての絶滅危惧種 A

フィールド科学とモニタリングの必要性

生物多様性は、自然再生の取り組みにおいて、保全・回復すべき対象である一方で、生態系の健全性の指標としての役割も果たす。したがって、生物多様性を指標とするモニタリングは、さまざまな生態系再生の取り組みにおいて重要な役割を果たす。生物多様性のための方策として、絶滅危惧種と侵略的な種（その多くが外来種）は、保全の実践における対象であるとともに指標でもある。それらの現状および人間活動とのかかわりを把握することは、生物多様性モニタリングの主要なテーマとなる（鷲谷・鬼頭 2007)。

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（鷲谷ほか 2005)。モニタリング（monitoring）とは、対象の振る舞いをよりよく理解し、それへの対処や管理の方法をしだいによりよいものへと改善するための監視を意味する。それは評価と一体となってはじめて意味をもつ行為である（鷲谷・鬼頭 2007)。

生態系の機能的関係を、普遍性と特異性の両面から理解するためには、生態系に関するさまざまな解析の前提となるフィールド研究が欠かせない。現実の生態現象をフィールド調査によって克明に記録し、研究者自らが生態返照を熟知することが、「関係性」を理解するうえでの「科学的勘」を養い、軽量化の可能性と限界をわきまえながら、解析に臨むことを可能にするからである。また、近年発達の著しいGPS（全球座標システム)、GIS（地理情報システム)、リモートセンシングなどの沿革計測技術は、フィールド調査結果の普遍化を図るために有効な技術的手段である（鷲谷ら 2005)。

生物多様性モニタリングには、その直接の目的に応じて、「説得や説明のためのモニタリング」「ともに学ぶためのモニタリング」「共感するためのモニタリング」などを区別することができるだろう。いまだ社会的な認識が低い問題に対して人々の関心を喚起するためには、第1番目の目的を重視したモニタリングを行うことが必要だろう。一方、地域生態系再生のための順応的管理の場での協働では、第2、第3のモニタリングの目的がとくに重要となるだろう。また、都市での日常生活のおける認識の限界を超えて自然環境の現状に対する認識や理解を広げるためにも、第2、第3のモニタリングの役割が大きいものと考えられる（鷲谷・鬼頭 2007)。

持続可能な社会を築くうえで意義の大きい「自然再生」を含む生態系管理は、計画・実践・評価のすべての段階が市民、行政、研究者などの協働によって進められることが望ましい。多様な主体の参加に加えて、生態系という複雑で予測が困難な対象を扱うため、順応的管理の手法で進めることが適切である。順応的管理とは、多様な主体が「為すことによってともに学ぶ」実践であり、その過程においては、モニタリングとそれにもとづく評

価の果たす役割がきわめて大きい。

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、希少な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、里やまでは、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しながら。里やまを賢く利用することが求められている（星野 2006)。

本研究の目的

本研究では、里山地域には絶滅危惧種・希少種を含む多様な在来植物が生育することが明らかになりつつあり、この植物種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・生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、これらの多様性が、地球温暖化の直接影響によってどのような影響を受けるのか、現地調査と栽培実験により解明する。

里山地域は伝統的な農業により、長期間にわたって人と自然の共生関係が維持されてきた。おそらくこのことが原因で、里山地域は植物種多様性が非常に高く、また多くの絶滅危惧種・希少種が生育していることが報告されている。しかし、高度生長期以降の産業構造の変化、とりわけ農業の衰退と少子高齢化により、里山地域の環境は衰退の一途をたどり、植物種多様性が低下し、絶滅危惧種・希少種の衰退が起こっている。特に、個体数の減少と生育地の分断化・縮小が、遺伝的多様性を減少させ、自家不和合性によって種子繁殖を困難にしている可能性が高い。

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。

そこで長期間里山として維持管理されている地域（榛名山北面（八ツ場ダムを含む)、県立榛名公園）において、植物相調査、環境調査を行って里山の現状を解明する。また代表的な絶滅危惧植物・希少種

について種子生産・発芽・生長に対する地球温暖化の直接影響の解明を行った。

なお、保護上の理由により、本稿の一部を非公開としている。また盗掘防止の観点から、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（CN）を使用し、正確な位置が特定されないように配慮した。

本研究の一部は諏訪間侑樹氏と共同研究である。このため、本稿に記載された結果に絶滅危惧種Aに関するものがあるが、併せて諏訪間氏の卒業論文を参照されたい。

調査地概要

・県立榛名公園（沼ノ原）

県立榛名公園は、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ある。榛名山頂の榛名湖を含む395ヘクタールで、おおむね榛名山外輪山の内側となっている（群馬県HP）。

榛名山のカルデラ内部の東半分は、沼ノ原と呼ばれ、海抜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も、非常に貴重なものである（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、無数の“ケモノ道”ができてしまい、そこでは植生が完全に消失してしまっている、いわゆる「オーバーユース」状態にある部分が各所に見られている。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。

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、東西南北約2倍の範囲で散策・踏査が可能になった。

・北榛名地域

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。海抜は700-800m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。

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寺沢川流域と総称する。

・西榛名地域

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。海抜は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（石川ほか 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などの野菜類）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している。また植物相では、シダ植物と種子植物が計113科768種、雑種・変種以上の分布類を含めると計813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　2000；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（大森ほか 2008)。

これらの貴重種の中には、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数種ある。ミョウガ畑に保湿のために周辺の二次林・草地からリターまたは植物体を集めて被せる、という農耕方法によって中規模攪乱が定期的に生じ、これにより数種の貴重種の繁殖が促進されている可能性があるとされている（石川ほか 2009)。

・八ツ場ダム

材料及び方法

植物相・絶滅危惧種個体数調査

一般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ので、県立榛名公園のように、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。そこで今回は、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。調査地を踏査し、開花している植物を中心として、デジタルカメラで撮影し、植物種の一部を採取し、その後植物図鑑を用いて植物種の同定を行った。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。調査日は、県立榛名公園が 2017 年 8 月 4 日、8 月 22 日、9 月 5 日、10 月 4 日で、北榛名地域が 2017 年 5 月 20 日、7 月 8 日で、西榛名地域が 2017 年 5 月 18 日、6 月 9 日、7 月 6 日であった。

さらに、希少植物種、絶滅危惧種

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ともに、ポータブル GPS （GARMIN GPSmapSCx） を用いて生育位置を記録し、マップを作成した。

絶滅危惧種 A は 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・十二が原墓場、CN・寺沢川流域）において、開花株ごとに上記と同様の方法で生育位置を記録し、また、通し番号つきの目印（竹竿または竹箸）をつけ、後日結実率調査のための種子採取ができるようにに備えた。これらの目印には麻紐（500m 強）を結びつけ、ひもをたどると開花個体に到達できるようにした。

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。

カセンソウ（キク科多年生草本、*Inula salicina* var. *asiatica*）

北海道から本州にかけての日当たりのよい山地の湿地に生育する多年生草本である。

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。

ゴマナ（キク科多年草草本、*Aster glehnii* var. *hondoensis*）

北海道から本州にかけての山地の日当たりのよい草地に生育する多年草草本である。

クルマバナ（シソ科多年生草本、*Clinopodium chinense* var.*parviflorum*）

北海道から九州の山地の草地や道ばたに生育する多年生草本である。

トモエソウ（オトギリソウ科多年生草本、*Hypericum ascyron*）

北海道から九州にかけての山地の日当たりのよい草地に生育する多年生草本である。

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。

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。

種子発芽の冷湿処理・培養温度依存性解析

里山植物種子の発芽条件の解析

県立榛名公園で採取された

カセンソウ（キク科）、キオン（キク科）、　クルマバナ（シソ科）、トモエソウ（オトギリソウ科）、ハンゴンソウ（キク科）、マツムシソウ（マツムシソウ科）、及び榛名山西部で採取されたゴマナ（キク科）の計10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（Panasonic MDF-U384）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 3 に示した。

カセンソウ、キオン、　クルマバナ、トモエソウ、ハンゴンソウ、マツムシソウ、ゴマナの種子はいずれも前処理として、4℃の保冷庫で湿らせたまま 2 ヶ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℃の薬用保冷庫（MEDICOOL 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℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼 14hr、夜 10hr、昼間の光量子密度は約 30 $\mu molm^{-2}s^{-1}$）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℃温区にて培養した。実験開始後は、約 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 ヶ月間培養を続けた。

異なる環境下における栽培実験

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。前述の発芽実験で発芽した実生をゴールデンピートバン（サカタのタネ）に移植してグロースキャビネット（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ー540 $\mu molm^{-2}s^{-1}$ とし、絶滅危惧種 A は 10℃/5℃、15℃/10℃、25℃/20℃にそれぞれ調節した庫内で、それ以外の材料植物は 15℃/10℃に調節した庫内で）で約 1ー2 ヶ月栽培した。また、　とマツムシソウは実生の移植後にほどんど生存しなかったため、別途ゴールデンピートバンに種子を播種してグロースキャビネット内で約 1ー2 ヶ月栽培した。

絶滅危惧種 A、マツムシソウは、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 1 個体ずつ移植し、温度勾配恒温器（LPH-241/411SPC,NK system、LED 球を用いて 14L/10D の日長で昼の相対光強度を約 150ー300 $\mu molm^{-2}s^{-1}$ とし、20℃/15℃に調節した）に入れて栽培した。

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℃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。葉面積はカラースキャナー（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。今回は148cm^{2}あたり206312ドットとした。

気温を調節した栽培実験

前栽培した材料植物を初期サンプリングの当日から、LED投光器を追加して光量子密度を高めた温度勾配恒温器（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ー200μmolm^{-2}s^{-1}）、25/13℃（光量子密度は約150ー220μmolm^{-2}s^{-1}）、22/10℃（光量子密度は約150μmolm^{-2}s^{-1}）、17/8℃（光量子密度は約175ー300μmolm^{-2}s^{-1}）、10/6℃（光量子密度は約190ー350μmolm^{-2}s^{-1}）、 いずれも昼14hr夜10hrとし、各温度区・各処理区で一植物あたり6ー9個体を栽培した。これらの処理区に苗を入れた後、　　　　　　　および絶滅危惧種Aは約2週間、マツムシソウは約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4に示す。

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

今回の実験で使用した種子は、2012および2015年、2016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寺沢川右岸、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℃のディープフリーザー(Panasonic MDF-U384)内で冷凍保存されている種子を用いた。なお、2013年以前に採取された種子については、冷凍保存を開始したのは2013年8月からであり、それ以前は4℃の薬用保冷庫において冷蔵保存されていた。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)。

以後絶滅危惧種Aについては保全上の理由により、詳細な調査地名を秘匿し、上記のようにコードネーム（CN）で扱うことにする。

絶滅危惧種 A については、2006 年以来、西北榛名地域各所で分布が確認され、種子採取・発芽実験を行ってきた。しかし最終発芽率は実験者、採取年・採取場所によってばらばらであり、また冷湿処理（人工的に冬を経験させる処理）の必要性も確定されていない。嶋方・田村（2015）の実験によって、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ない。そこでこれまで採取し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。

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）。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）。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（嶋方 2016）。

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、昨年と同様に 3 通りの前処理を行った。

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・産年の記した濾紙の上にあけ、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濾紙の上にあけた。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。

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（GA_3）溶液に浸した状態で 1 昼夜 4℃の薬用保冷庫内に保管した。

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。

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（サンヨー，MEDICOOL MPR-504（H））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（TG-100-ADCT，NK system）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 3 に示す。

絶滅危惧種 A の花柱構成比

前述の通り、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が、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にあり、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、勢力を拡大すると考えられている（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）ので追試を行う必要がある。

2017 年 5 月 18 日に西榛名の 4 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、CN 新桜台）、および 2017 年 5 月 20 日に北榛名の 2 地点（CN 寺沢川流域、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ー2 本ずつ花茎を採取した。ただし、CN 夢の花園と CN 十二ヶ原墓場、CN 新桜台では無作為に株を選んでサンプリングを行った。また、CN 寺沢川流域では、2016 年までに調査した右岸の開花個体群から約 50 株を選んでマーキングおよびサンプリングを行い、2017 年に新たに絶滅危惧種 A の生育が確認された寺沢川支流においては開花株の全数調査を行い、直径 10cm 以上の株から花茎を採取した。

CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 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。

絶滅危惧種 A の結実率調査

2017 年 7 月 6 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 2017 年 7 月 8 日に北榛名の 2 地点（CN 寺沢川流域、CN 十二が原墓場）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。

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 0

・

・ 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 （m^2）

LA2：T2 における個体の葉面積 （m^2）

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 （m^2）

LA2：T2 における個体の葉面積 （m^2）

・ 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 （m^2）

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 ≒ NAR・LAR

LAR ≒ SLA・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。

統計解析

生長解析結果については、JMP9.0（SAS Institute Inc.）を用いて分散分析および多重比較（Turkey-Kramer の HSD 検定）を行った。

結果及び考察

植物相・絶滅危惧種個体数調査

県立榛名公園

踏査による植物相調査によって、在来植物計 73 種、うち 5 種の絶滅危惧種・希少種の生育が確認された（表 5）。

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。2017 年の調査では、前年の調査区域を拡大した調査によって確認された多くの絶滅危惧種・希少種のさらなる詳しい調査を行った。昨年度からの比較では、 の地点数の記録が昨年度に比べて増加した。

以上のことから、県立榛名公園では多くの絶滅危惧種・希少種にとって良好な自然環境が維持できていると言える。また、県立榛名公園には多くの植物種が生育しており（表5）、植物種の多様性が非常に高いことが確認された。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（図6)。その後、ミズナラが生長し、草原を維持するために時々伐採されているが、あくまで観光用である。

当公園内では、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楽しむ多くの方々に出会うことができ、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。

北榛名地域の絶滅危惧種A

2016年まで調査を継続的に行ったCN寺沢川右岸については、調査範囲を拡大するため今年は入口付近の約50開花株のみの調査に留めた。さらに寺沢川上流域および寺沢川支流を調査し、絶滅危惧種A開花株計304株の生育を確認した（図4)。田村（2016）による2015年のCN寺沢川右岸の調査では開花株193株の生育を確認しており、また篠原（2017）による2016年のCN寺沢川右岸の調査では開花株408株の生育を確認している。

CN寺沢川右岸は、5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。

CN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。本年新たに調査を行った寺沢川上流は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。

寺沢川支流は最近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(図5)、

国土地理院のウエブサイトで閲覧できる空中写真（図 5）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、この分布域および寺沢川右岸が荒れ地または草原であったことが確認された（図 5)。

以上のように CN 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。なぜこのような現象が見られるかについては、発芽・栽培実験結果等をふまえて後述する。いずれにしても、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。

ハツ場ダムの絶滅危惧種 B

発芽の冷湿処理・温度依存性

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、予定よりも冷湿処理期間を 20 日間早く終了し、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 73.8%、25/13℃区で 70.7%、22/10℃区で 43.1%、17/8℃区で 53.5%、10/6℃区で 33.9%となった（表６、図 8)。

30/15℃で最大（73.8%）となり、篠原（2017）が行った実験においても 30/15℃区で最大(76.5%)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℃ー30/15℃の範囲にあると思われる。このことは、本種の発芽季節が初夏以降と比較的遅いことを示唆しており、潜在的に現生育地よりも標高が低く、温暖な地域にも分布が可能であることを示唆していると考えられる。

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（表6、図9)。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は25/13℃区で70.7%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か解除され、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。

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94.0%、25/13℃区で88.0%、22/10℃区で78.5%、17/8℃区で39.1%、10/6℃区で0.7%となった（表6、図11)。

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。この結果は小関（2013）や福島（2015）が行った実験と同様の結果だが、バヤンサン・プロフコルドル（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56.7%であった（表6、図12)。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は25/13℃区で、88.0%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。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。

以上のことから、温暖化によって冬季の短縮が起こると、冷湿処理がかかりにくくなり、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り、春から夏に気温上昇が起これば、発芽は促進されることが示唆された。

カセンソウ

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 42.2%、25/13℃区で 33.9%、22/10℃区で 45.5%、17/8℃区で 34.7%、10/6℃区で 4.5%と、22/10℃区が最大となった（表 6、図 14）。

篠原（2017）が行った同様の発芽実験では、30/15℃区で最大の最終発芽率（32.0%）と本研究とは異なった結果となっている。また、小関（2014）が行った同様の発芽実験においては、10/6℃区で最大の最終発芽率（30.0%）となり、温度の高い区では最終発芽率が低下するという、本研究と逆の結果となっている。

田村（2016）が行った同様の発芽実験では、最大発芽率は 10%程度と低かったが、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。このため今回の実験では、準備の際に慎重に成熟種子を選んだため、全体に発芽率が高くなったと考えられる。

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 8.7%であり（表 6、図 15）、冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で 33.9%となった。しかし、篠原（2017）の研究では、冷湿処理を施していない種子の最終発芽率は 50.0%、冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で 32.0%と本研究とは逆の結果であった。また、小関（2014）、田村（2016）の研究においても、篠原（2017）と同様の結果が得られている。このことから、冷湿処理を施していない種子においては、未熟種子を多く選んでしまったため発芽率が低くなり、整合性のない結果が出てしまったのだと考えられる。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。

以上の結果から、本種は比較的広い温度域で発芽すると考えられ、温暖化によって冬季の短縮が起こった場合において、冷湿処理がかかりにくくなり、本種の発芽が抑制される可能性がある。

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、予定よりも冷湿処理期間を 20 日間早く終了し、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 28.8%、25/13℃区で 54.8%、22/10℃区で 31.2%、17/8℃区で 22.5%、10/6℃区で 23.0%と、25/13℃区が最大となった（表 6、図 17）。

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、本種の発芽の最適発芽温度は 25/13℃ー22/10℃と考えられることを示唆しているものと推察される。しかし、本研究では 25/13℃区を除いた、いずれの温度区においても結果に大きな差がなく、また、冷湿処理中に発芽した種子が見られた。田村（2016）の実験でも冷湿処理中に発芽が見られ、結果もほとんど同様の結果であることから、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 48.7%であった（表 6、図 18）。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で、88.0%であり、25/13℃区以外は、冷湿処理を施していないものよりも最終発芽率は低かった。また、田村（2016）の研究では、冷湿処理を施していない種子の最終発芽率は 24.0%、冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で 22.7%となっている。

篠原（2017）が行った同様の発芽実験では、最大発芽率は 1.3%と低かったが、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。このため今回の実験では、準備の際に慎重に成熟種子を選んだため、全体に発芽率が高くなったと考えられる。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壌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、温暖化により、冬季の短縮や生育期の気温上昇が発生すると、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。

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 100.0%、25/13℃区で 98.0%、22/10℃区で 100.0%、17/8℃区で 90.2%、10/6℃区で 67.3%と、10/6℃区以外では比較的高い値となった（表 6、図 20）。篠原（2017）が 2016 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。鈴木（1998）は　　　　　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　　　　　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16.0%であった（表6、図21）。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、篠原（2017）が2016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　　　　　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。

本種のような比較的広い温度域で比較的高い最終発芽率となる特性は、福島（2014）が行った　　　　　の発芽実験結果でも確認されている。いずれも秋の七草である両種であるが、群馬県においては榛名公園など標高の高い草原にのみ生育している。その理由を両種の発芽特性から推察すると、いずれも標高が高く温度が低い場所で良く発芽・生長するからではなく、本来は幅広い気候帯で発芽・生育していたものが、低地里山地域ではアンダーユース、オーバーユースの進行に大きな影響を受けて衰退・消滅し、結果的に標高の高い生育地のみ残ったためであると推察される。今回の実験において、冷湿処理中に発芽した種子があることから、低い温度帯では発芽率は低下するものの、発芽が可能であるため、その可能性が大きいと考えられる。

以上のことから、温暖化によって冬季の短縮が起こると、本種は冷湿処理がかかりにくくなり、多くの種子が休眠状態を解除されず、発芽が抑制される可能性が大きく、発育を阻害され、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。

クルマバナ

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で 51.3%、25/13℃区で 50.7%、22/10℃区で 50.7%、17/8℃区で 36.0%、10/6℃区で 5.3%と、10/6℃区以外では比較的高い値となった（表 6、図 22）。

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76.0％であり、冷湿処理を施した種子の最終発芽率は25/13℃区で50.7％であった（表6、図23）。篠原（2017）が2016年に行った実験においても同様の結果が得られた。このことから、冷湿処理は本種の種子発芽を促進する効果はないと考えられる。

本種は現在、山地の陽当たりの良いところに主として生育するが、種子発芽に対して冷湿処理の効果がなく、また比較的広い温度域で比較的高い最終発芽率となる特性は、上記の　　　　　　　　　　と同様である。本来は幅広い気候帯で発芽・生育していたものが、何らかの原因で低地の生育地を失い、結果的に標高の高い生育地のみ残ったものと推察される。

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発芽するが、冷湿処理の効果がないことから、永続的な土壌シードバンクは形成しないものと考えられる。

ゴマナ

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9.3%、25/13℃区で9.5%、22/10℃区で6.8%、17/8℃区で9.7%、10/6℃区で11.1%となった（表6、図25）。

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16.0％であった（表6、図26）。

山里（2017）が行った実験では、30/15℃区が28.7％であり、冷湿処理を施していないものでも24.7％と本実験よりも高い発芽率となっており、高い温度帯ほど発芽し、冷湿処理による発芽促進効果はないという結果が出ている。

このことから、本実験ではいずれの処理区でも最終発芽率が比較的低い結果となったのは、実験準備の際、未熟種子を多く選んでしまったため全体的に発芽しなかったと考えられる。本種の種子は成熟・未成熟が見分けにくいため、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。

また、冷湿処理中に発芽した種子もあることから、幅広い温度域で発芽し、冷湿処理を必要としない場合、温暖化による影響は少ない可能性が示唆されていると推察される。

トモエソウ

冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃区で5.3%、25/13℃区で4.7%、22/10℃区で3.3%、17/8℃区で0.0%、10/6℃区で0.0%といずれの処理区でも極めて低かった（表6、

図 27)。

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 0.0%であった（表 6、図 28)。

本実験では、いずれの処理区でも最終発芽率が 10%を下回る結果となった。したがって本実験では、実験準備の際の種子選別作業で未熟な種子を選んでしまったことで、全体的に発芽率が低かったと推察される。本種の種子は非常に小さいので、成熟した種子のみを峻別することは易しくはないが、実体顕微鏡を用いて峻別を行い、再度実験を行う必要がある。

ハンゴンソウ

冷湿処理を施した種子及び冷湿処理を施していない種子における最終発芽率は、実験を行った全ての温度区において、いずれも発芽が見られなかった（表 6、図 29・30)。

田村（2016）が行った同様の発芽実験では、最大発芽率は 60%程度であった。したがって本実験では、実験準備の際、未熟種子を多く選んでしまったため全体的に発芽しなかったと考えられる。篠原（2017）が行った同様の発芽実験では、最大発芽率は 0.7%であったことから、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。

また、実験に用いなかった種子の確認をしたところ、未熟種子が多かったことから、種子の採取地における生育条件などの要因も考えられる。すなわち、田村（2016）が実験に用いた種子の採取場所は榛名湖畔であり、本実験及び篠原（2017）が実験に用いた種子は榛名公園の沼ノ原草原で採取したことから、沼ノ原草原においては何らかの原因により発芽可能な種子がほとんど生産されていない可能性がある。

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 46.7%、25/13℃区で 66.7%、22/10℃区で 69.3%、17/8℃区で 56.7%、10/6℃区で 6.0%と、22/10℃区が最大となった（表 6、図 31)。バヤンサン・プロフコルドル（2013）が行った同様の発芽実験では 25/13℃区で最大の最終発芽率（74.7%）となった。本実験においても、25/13℃区の最終発芽率は 22/10℃区に次いで高いことから、25/13℃ー22/13℃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 50.0%であった（表 6、図 32)。冷湿処理を施した種子の最終発芽率は 25/13℃区で 66.7%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ると、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。したがって、温暖化によって気温が上昇すると本種の発芽が阻害されるものと示唆していると推察される。

絶滅危惧種 A の開花・結実・発芽特性

ジベレリン処理による強制休眠解除（生存検定）

2012 年および 2015ー2016 年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子を使用した。最終発芽率は、採取年ごとにみると、2012 年は 50.7ー94.7%、2015 年は 71.3ー92.7%、2016 年は 55.3ー94.7%という結果であり、採取年・採取地によって差異はあるものの、高い最終発芽率を示した（表 7、図 33、諏訪間氏の卒論も参照のこと）。前述の通り、2012 年に採取された種子については、乾燥させた後に、4℃で冷蔵保存し、2013 年より-80℃で冷凍保存したものである。また、2013 年以降に採取された種子は、乾燥させた後に-80℃で冷凍保存を行った。

2015 年の嶋方（2016）の研究結果によると、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、-80 度の冷凍保存によって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ていなかった。これらのことに対し、本研究で使用した 2012 年に採取された種子は、冷蔵保存期間が 1 年で冷凍保存期間が去年よりも 1 年長い 4 年であったにもかかわらず、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。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。

冷湿処理による休眠解除

2012 年および 2015ー2016 年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子を使用した。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、2012 年は 6.0ー70.0%、2015 年は 1.3ー58.0%、2016 年は 12.7ー94.7%であった（表 8、図 34）。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、2012 年は 8.7ー73.3%、2015 年は 5.3ー59.3%、2016 年は 24.7ー94.7%という結果を示した（表 8、図 34）。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。

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 7）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。先述した通り絶滅危惧種 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。

1 年間の冷蔵保存と 4 年間の冷凍保存を行った 2012 年産の種子は、1 回目の冷湿処理後の発芽率が 6.0ー70.0%と一部を除いて低いが、二回目の冷湿処理を行った最終発芽率は 8.7ー73.3%と大幅に上昇している。冷蔵保存を行った後、2 度の冬を経験させることによって発芽が促進されると考えられる。

2016 年に採取した CN 夢の花園産の種子は 1 回目の冷湿処理後の最終発芽率が 94.7%と非常に高く、2 回目の冷湿処理後に新たな発芽が見られなかったことから、生存している種子はほぼ全て発芽したと考えられる。その一方、2012 年産、2015 年産の種子についてはそれぞれ 50.7%、21.3%である。この結果から、絶滅危惧種 A 種子は産地・産年によって種子の休眠状態に大きな差があると推察される。

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 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 寺沢川流域、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、CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園、CN 寺沢川流域、CN 十二ヶ原墓場の開花株を花柱別に類別してグラフ化した（図 35)。

採取した花茎数は、地点別にみると、CN ワシタニヒルズで 78、CN 第二ワシタニヒルズで 78、CN 夢の花園で 75、CN 寺沢川流域で 129、CN 十二が原墓場で 60 であった。今回の調査では花型を採取した CN 十二が原墓場をのぞく全ての地点で長花柱花（pin）と短花柱花（thrum）の割合はほぼ 1：1 であった（図 35)。CN 十二が原墓場ではサンプルの選び方に偏りが生じた可能性がある。

また今回の調査では、CN 寺沢川流域を除く全地点から等花柱花が確認され、最も少ない地点は CN 夢の花園で 6.7%、最も多い地点は CN 第二ワシタニヒルズで 10.3%であった。以上のように、等花柱花が最も多く確認されたであってもその占める割合は 1 割程度であり、圧倒的な数を占めることもなかった。この結果と生育個体数、結実率の調査結果(後述)と併せて考えると、西榛名地域および北榛名地域の CN 十二が原墓場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、多くの地点において一定の割合で等花柱花が存在していることになる。

本年の調査で等花柱花が確認されなかった CN 寺沢川流域のうち、約 50 株から花茎を採取した右岸域では、嶋方（2016）で 3.5%、篠原（2017）で 9.3%と一定の割合で等花柱花が確認されていた。ポータブル GPS による生育位置記録を基に、株番号をつけた各 CN 地点の絶滅危惧種 A 開花株の花柱型別分布地図を作成し（図 4)、篠原（2017）の花柱型別分布地図と比較したところ、本年花茎を採取した 50 株はいずれも右岸の作業道入り口周辺で、ここには homo の株はほとんどなく、さらに上流側に homo の株が集中していた。このことから、本年は右岸域において homo の株からは花茎が採取されなかった可能性がある。

本年新たに絶滅危惧種 A の分布調査を実施した寺沢川支流域においては、約 80 株から花茎を採取したにもかかわらず等花柱花が 1 つも確認できなかった。当地は長年にわたってスギ人工林であったものが、この 10 年以内に皆伐・再植林された林分と思われる。現在多くの絶滅危惧種 A の開花株がみられ、かつ pin と thrum の株が偏らずに存在し homo の株がないことは、10 年ほどの短期間で生じたものとは考えられない。今後も継続的調査を行う必要がある。

また分布地図を作成したいずれの生育地点においても、絶滅危惧種 A の開花株はある程度線状に並んでいると見てとれる。これは、生育地の微地形に対応していると考えられる。

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)。

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 6 地点(CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 新桜台、CN 夢の花園、CN 寺沢川流域、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、CN ワシタニヒルズで 67 本、CN 第二ワシタニヒルズで 68 本、CN 新桜台で 6 本、CN 夢の花園で 78 本、CN 寺沢川流域で 47 本、CN 十二が原墓場で 35 本であった。なお、CN 新桜台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。これらの数字は、相対的に各採取地点の絶滅危惧種 A の開花ジェネット（遺伝的に異なる株や個体）を表している。絶滅危惧種 A は基本的に自家不和合性であり、遺伝的に異なる株間で花粉を交換しないと結実しないからである。

正常に種子が結実した正常結実の割合をみると、50%を超えたのは、CN ワシタニヒルズの 58.2%、CN 第二ワシタニヒルズの 57.9%、CN 夢の花園の 57.8%であり、CN 新桜台は 28.1%、CN 寺沢川流域は 37.6%、CN 十二が原墓場は 44.1%と多くの地点で半数に満たない結果となった（図 36)。正常結実率が低い地点では、CN 十二が原墓場を除き未熟の割合が高く、CN 新桜台は 34.4%、CN 寺沢川流域は 45.2%であった。また、CN 十二が原墓場では未熟の割合は 25.5%に対して、食失の割合が 22.3%と、他地点の 0ー7.6%と比較しても高く、この点においては荒川（2012）や福島（2015)、山里（2017）と同様の結果となった。

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。

病失については、0ー10.2%と、福島（2015)、嶋方（2016)、山里（2017）の研究と同様に低い値となった。一方で、塚越（2013)、大林（2014）の研究ではそれぞれ 25%、36%と割合が高い。これは、病失および食失は、年変動が大きく、サンプル数や年度による差があり、そして調査者によって判断基準に違いが出るためであり、今後も継続的調査を行う必要がある。

CN 新桜台は正常結実率が 28.1%と最も低く、散布済みの割合が 37.5%と飛び抜けて高い。しかし、本研究では花茎を 6 本しか採取できなかったため、誤差の大きい結果である。

CN 寺沢川流域では非常に多く 9 の開花ジェネットが確認されたがそれでも未熟が 45.2%となった。嶋方（2016）の調査以降当地では木本植物が生長しているにもかかわらず、下草刈りが行われていないため、結実期に至るまでの間の光環境の劣化により、種子の登熟が悪化しているとした山里（2017）の考察を裏付ける結果となった。

2017年5月の開花調査で株番号を付けたものに対し、7月の花茎採取において採取が行えた株の割合を花茎回収率として算出した（図37）。CNワシタニヒルズは85.9%、CN第二ワシタニヒルズは87.2%、CN寺沢川流域は59.2%であった。結実採取の際は、回収率の高いCNワシタニヒルズとCN第二ワシタニヒルズは草本の高さが低く、株が比較的見つけやすい状態だった。回収率の低いCN寺沢川流域は草本が著しく繁茂しており、主として株自体を見つけられなかったことが原因であり、足場の不安定な崖地帯などでの株捜索が妨げられたため、5月期に確認した株数に対して、7月期に採取できた花茎数は大幅に減少した。また被圧により種子が成熟せず花茎が腐敗消失した株もあると考えられる。今後の調査では、より効率よく株を発見できる目印を設ける等の工夫が早急に求められる。

絶滅危惧種Aの結実率と等花柱花率

今回の調査では、CN寺沢川流域では等花柱花が全く確認されなかったが、正常結実率は37.6%と西榛名地域よりやや低かったが、調査地域内で最低ではなかった。調査地域内で正常結実率の最も高いCNワシタニヒルズ（58.2%）と最も低いCN十二が原墓場（44.2%）での等花柱花率はそれぞれ7.7%、10%であり、正常結実率の差による等花柱花率の差は確認されなかった（図38）。

また、花柱型別に正常結実率をみると、CNワシタニヒルズにおいて長花柱花(pin)は66.7%、短花柱花（thrum）は48.3%、等花柱花（homo）は66.7%、CN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。

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。

絶滅危惧種Aの株サイズ

寺沢側流域では、目視によって株直径を計測・記録しヒストグラムで表示した（図39）。寺沢川右岸の株直径は、最小で0.3m、最大で4m、寺沢川支流の株直径は、最小で0.1m、最大で5mであり、どちらの地点でも0.5mの株が最も多く、大多数の株は直径1m前後であることが確認された。しかし、嶋方（2016）の研究では、絶滅危惧種Aは種子繁殖するだけでなく、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、昨年は西榛名地域におけるこの株直径の限界が1ー2mと推測された。西榛名地域では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。また、寺沢川支流は最近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ことから、最大で5mと非常に大きな個体が確認されたことは、皆伐される以前からこの地点において生育していた可能性があることを示唆していると考えられる。

榛名山における絶滅危惧種Aの潜在的分布域

本年新たに絶滅危惧種Aの分布調査を実施した寺沢川支流域は最近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（図5）、国土地理院のウエブサイトで閲覧できる空中写真で、1947年（米軍撮影）には林分ではなく草原であり、その後植林され、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、この分布域および寺沢川右岸が荒れ地または草原であったことが確認された（図5）。

こうした土地利用歴を有する場所に、図39にあるように比較的大株の絶滅危惧種Aが多数生育している。また後述のように、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しせず、また絶滅危惧種Aの生長速度が比較的遅い。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。

異なる産地・産年の北榛名の絶滅危惧種A種子の生存率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ

2015年（嶋方 2016）、2016年（山里 2017）および2017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）による最終発芽率を表9にまとめた。

これらの結果を総合的に評価すると、いずれの産地・産年の北榛名の絶滅危惧種A種子についても、2年以上4℃で冷蔵保存すると生存率は10%以下に低下するものと考えられる。また4℃の冷蔵保存期間が1年以下の場合、その後-80℃で冷凍保存することによって、少なくとも数年間は生存率が低下せず維持されると考えられる。今後さらに長期的な冷凍

保存の影響を検証する必要がある。

また、2014年に採取された絶滅危惧種A種子は、上記の生存率が低下せず維持される状態で保存されたにもかかわらず、他の産年の種子の約1/3ー1/2程度の生存率であったことが繰り返し検証された。同様に2014年にCN新桜台またはCN夢の花園で採取された絶滅危惧種A種子の生存率も、他の産地・産年の種子と比べて低かった（諏訪間 2018)。この年格差は、種子が毎年7月3日ー10日の間に採取されていることから、採集日のずれによるものとは考えにくい。これらの結果から、2014年は天候不順など自然環境変動の影響によって、榛名山全体で絶滅危惧種A種子の登熟が遅れたか、または結実率が低下したものと推察される。

異なる産地・産年の北榛名の絶滅危惧種A種子の冷湿処理後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ

2015年（嶋方 2016)、2016年（山里 2017）および2017年（本研究および諏訪間）に実施した、冷湿処理1回目後の発芽率を表10に、冷湿処理2回目後の発芽率を表11にまとめた。

これらの結果を総合的に評価すると、いずれの産地・産年の北榛名の絶滅危惧種A種子についても、4℃で1年間以下冷蔵保存した後-80℃で冷凍保存すると、1回目または2回目の冷湿処理によっておよそ1%ー9%の発芽率が得られると考えられる。また冷湿処理後の発芽率は1回目よりも2回目に高くなる、すなわち1回の冷湿処理で発芽しなかった種子のうち、2回目の冷湿処理後に発芽するものがあるといえる。

ジベレリン処理を行った場合の発芽率と比較すると、上記の冷湿処理後の発芽率は全体的に低く、また極めてばらつきが大きい。野外ではジベレリン処理は発生しないわけであるから、絶滅危惧種Aの種子は生産された年の冬の低温で冷湿処理を受けた後、翌年の生育期間にある程度発芽し、ここで発芽しなかった種子が続く冬の低温で冷湿処理を再度受けた後に、若干発芽するものがあると考えられる。しかし4℃で冷蔵保存しても2年を過ぎるとほとんどの種子が発芽しなくなることから、野外において本種の種子の寿命は2年程度であり、3度目の冬の低温を経験しても、発芽できないと推察される。

以上の結果より、絶滅危惧種Aの種子はジベレリンで解除可能な潜在的には高い発芽率を有するが、天候不順などによってこれが低下する場合があると考えられる。また野外では、登熟後1ー2年以内に冬の低温で冷湿処理を1回ー2回受けた後に発芽するが、発芽率は極めて機会的に大きく変動し、潜在的発芽率の1/3ー1/2程度しか発芽しないと推察される。したがって本種が永続的な土壌シードバンクを形成するとは考えられず、保全のためには、親株失わないことが必須であるといえる。また保全のために種子を保存する場合は、冷蔵保存は1年以下とし、-80℃で冷凍保存する必要があると考えられる。

ジベレリン処理よりも冷湿処理後の発芽率が低くなるのには幾つか理由が考えられるが、その一つとして冷湿処理の実施期間が短い可能性が挙げられる。今後は冷湿処理の期間を延長して実験を行う必要がある。

異なる温度条件下で栽培した植物の生長解析

発芽実験で得た実生から苗を作出できた　　　　　絶滅危惧種 A および発芽実験には用いなかった種子を栽培したマツムシソウの 3 種で生長解析を行った。冷湿処理を施した発芽実験で得た実生の 10/6℃区で行った栽培実験における各植物の生存率を表 12 に示した。

栽培実験に先立ち、材料植物を 25/20℃（昼/夜）、15/10℃または 10℃に設定したグロースキャビネット内で前培養した。その結果、西榛名産絶滅危惧種 A、マツムシソウ、　の実生は比較的多数が生存し、栽培実験に用いることができた。

しかし、北榛名産絶滅危惧種 A の実生は 25℃/20℃で全滅し、10℃でわずかに生存できた。西榛名地域と北榛名地域では、生育する絶滅危惧種 A の生育最適温度が異なる可能性があると思われ、今後追試を行う必要がある。

マツムシソウ　　　　　　　　　　　　　　　　　　　　は当初実生を 15/10℃で培養したが、生存率は極めて低かった。マツムシソウと　　　　　は冷湿処理をしなくても種子がある程度発芽するので 25℃/20℃で再培養して栽培実験にこぎ着けたが、　　　　　　　　　冷湿処理が必要なため、再培養を断念した。

トモエソウ、ゴマナ、ハンゴンソウ、キオンは得られた実生が極めて少なかったため、またクルマバナとカセンソウは前栽培に失敗したため、栽培実験を行えなかった。

各個体の初期サンプリングおよび最終サンプリングにおける乾燥重量の一覧は表 13 に示した。

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 0.069g であったが、最終サンプリング時には約 0.082g（10/6℃区）～約 0.113g（30/15℃区）であった（表 13）。

相対生長速度（RGR、$gg^{-1}day^{-1}$）は、10/6℃区では約 0.014、17/8℃区では約 0.017、22/10℃区では約 0.022、25/13℃区では約 0.024、30/15℃区では約 0.029 と、温度が高い区ほど有意に高く、特に 10/6℃区で有意に低くなった（$P < 0.0311$）（表 14、図 40）。すなわち、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。バヤンサン・プルフドルゴル（2013）は 15/10℃と 25/13℃の条件下で本種の栽培実験を行い、温度の高い区のほど RGR が高いという、本実験と同様の結果を得ている。

光合成活性を表す純同化率（NAR、$gm^{-2}day^{-1}$）は、10/6℃区では約 1.110、17/8℃区では約 1.379、22/10℃区では約 1.635、25/13℃区では約 1.619、30/15℃区では約 2.044 と、

温度が高い区ほど高い傾向を示したが、標準偏差が大きいため、統計的有意差は検出できなかった（表 14、図 40）。

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、温度区にかかわらず約 0.013ー約 0.015 であり（表 14、図 40）、区間で有意な差はなかった。

以上の結果から、本種の RGR が温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が高くなったためと推察される。したがって温暖化の進行に伴って、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推察される。しかし NAR の標準偏差が大きく統計的有意差は検出できなかったため、今後追試を行う必要がある。

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、温度区にかかわらず約 0.022ー0.026 となり（表 14、図 40）、区間で有意な差はなかった。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率である LWR は約 47%ー約 56%、茎の重量比である SWR は約 31%ー約 45%、根の重量比である RWR は約 8%ー約 16%となった（図 40）。葉の重量比（LWR）は温度が高いほど比率も高くなっているが、25/13℃と 30/15℃では大きな差は見られなかった。

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、　　　　　の生長に対する温暖化による気温上昇の悪影響は少なく、温暖化の進行によって冬季が短縮されることで生長促進効果があると考えられる。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（表 6、図 11、12）ことから、暖化の進行によっ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。

今後の温暖化により本研究の設定温度よりもさらに高温になる可能性もあるため、今後はより高温での実験を行う必要がある。

また、温度高いほど 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ことから、本種は本質的な高山植物ではない可能性がある。

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 0.030g であったが、最終サンプリング時には約 0.033g（22/10℃区）ー約 0.042g（10/16℃区）であった（表 13）。

相対生長速度（RGR、$g\ g^{-1}day^{-1}$）は、10/6℃区では約 0.011、17/8℃区では約-0.001、22/10℃区では約 0.004、25/13℃区では約 0.014、30/15℃区では約 0.014 となった（表 14、図 41）。10/6℃および 17/8℃区で標準偏差が極めて大きいため統計学的な判定が困難であるが、少

なくとも本種は30/15℃区及び25/13℃区ではよく生長すると推察されるが、今後追試を行う必要がある。

光合成活性を表す純同化率（NAR、g $m^{-2}day^{-1}$）は、10/6℃区では約1.301、17/8℃区では約0.020、22/10℃区では約0.438、25/13℃区では約1.518、30/15℃区では約1.552となった（表14、図41）。10/6℃および17/8℃区で標準偏差が極めて大きいため統計学的な判定が困難であるが、少なくとも本種は30/15℃区及び25/13℃区では光合成活性が高いと推察される。

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、温度区にかかわらず約約0.010ー約0.012であり（表14、図41)、有意な差はなかった。

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、温度区にかかわらず約0.015ー約0.018であり（表14、図41)、有意な差はなかった。

器官別重量比（WR）のうち葉の比率であるLWRは約52%ー約67%、茎の重量比であるSWRは約14%ー約23%、根の重量比であるRWRは約19%ー約26%となった（図41)。SLAは10/6℃区が最も高いが、葉の重量比は最も低くなった。根の重量比においては25/13℃区が最も高くなった。本種は25/13℃区以上が生長に適しており、本来は根への光合成産物の投資を大きくし、資源（水や栄養塩類）の獲得力を大きくすることで生存力を高めているものと推測される。

以上の結果から、マツムシソウの生長に対する温暖化による気温上昇の悪影響は少なく、温暖化の進行によって冬季が短縮されることで生長促進効果があると考えられる。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（表6、図31、32）ことから、暖化の進行によっ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。

また、30/15℃区及び25/13℃区で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ことから、本種は本質的な高山植物ではない可能性がある。

絶滅危惧種A

北榛名産の絶滅危惧種Aを用いることができなかったため、西榛名産の絶滅危惧種Aに関する結果となる。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0.035gであったが、最終サンプリング時には約0.042g（25/13℃区）ー約0.111g（22/10℃区）であった（表13)。

相対生長速度（RGR、$gg^{-1}day^{-1}$）は、10/6℃区では約0.038、17/8℃区では約0.025、22/10℃区では約0.097、25/13℃区では約0.014、30/15℃区では約0.043と、22/10℃区で有意に

高くなった（*P* < *0.0001*）（表 14、図 42）。すなわち本種は 22/10℃区が生長のための最適温度であるといえる。本種は典型的な春植物とされ、早春に展葉し初夏まで生長・開花・結実し、その後地上部が枯死して休眠に入る。本種のこのフェノロジー（生物季節）は、栽培実験で明らかになったように生長の最適温度が 22℃程度であるためと考えられる。

光合成活性を表す純同化率（NAR、$gm^{-2}day^{-1}$）は、10/6℃区では約 5.296、17/8℃区では約 2.957、22/10℃区では約 10.182、25/13℃区では約 1.308、30/15℃区では約 5.899 と（表 14、図 42）、22/10℃区、22/10℃区で有意に高くなった（*P* < *0.0001*）。

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、温度区にかかわらず約は約 0.008－約 0.013 であり（表 14、図 42）、有意な差はなかった。

以上の結果から、本種の相対生長速度（RGR）が 22/10℃区以外で低い値となった主な要因は、NAR の低下、すなわち光合成活性の低下であると考えられる。

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、10/6℃区では約 0.020、17/8℃区では約 0.024、22/10℃区では約 0.039、25/13℃区では約 0.030、30/15℃区では約 0.027 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 24％－約 52％、茎の重量比である SWR は約 8％－約 17％、根の重量比である RWR は約 51％－約 65％となった（図 42）。SLA は 22/10℃区が最も高いが、根の重量比においても 22/10℃区が最も高く、葉の重量比は最も低くなった。そのため結果として LAR が区間によって有意の差がなかったものと考えられる。本種は 22/10℃区が生長に適しており、根への光合成産物の投資を大きくし、資源（水や栄養塩類）の獲得力を大きくすることで生存力を高めているものと推測される。

以上の結果から、温暖化が進行した場合、夏季の長期化と気温上昇により絶滅危惧種 A の生長が阻害され、生育可能期間が短縮されると考えられる。また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、温暖化によっ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する危険性が想定される。未発芽で土壌シードバンクとなった種子も、その寿命は 2 年以内と推定されるため、温暖化の進行は絶滅危惧種 A の生育阻害および繁殖阻害を同時に引き起こし、個体群の維持に対して深刻なダメージをもたらすと危惧される。

以上の栽培実験結果、および低温で前栽培できなかったことから、

クルマバナ、マツムシソウは、本来は幅広い気候帯で発芽・生育していたものが、何らかの原因で低地の生育地を失い、結果的に現在は標高が高い榛名公園沼ノ原のような生育地でのみ生き残っていると推察される。

この 4 種は榛名公園沼ノ原において比較的多数の開花個体が確認できるが、以上の本研

究結果をもとにすると、種子繁殖等によって個体数が増加しているとは考えにくい。今後も草刈り管理を適切に行って、開花個体の保全を継続することが不可欠である。

結論

本研究により、県立榛名公園では、　カセンソウ、　などの多くの絶滅危惧種・希少種および里山の植物が確認され、計 72 種の生育植物を確認することができた。　は計 3 日間の大規模調査によって計 1789 個体確認することができ、また、　も前年よりも多くの個体数を確認した。　は前年まで確認されていた生育地に加え、新たな生育地を県立榛名公園で確認し、昨年よりも倍以上の個体数が確認されているため、引き続き調査を実施して生育地をより詳しく明らかにしていく必要がある。以上の結果から、県立榛名公園が多くの植物種を有しており、これらが生育できる貴重な場所であることが再確認された。一方で、県立榛名公園では天候に恵まれず、　が前年に確認された地点を確認することができなかったことから、今後もこれら絶滅危惧種・希少種を保護保全していくために外来種の駆除や継続的なモニタリングを行う必要がある。

北榛名地域では、絶滅危惧種 A の開花株 304 株の生育を 2017 年 5 月 20 日の現地調査によって確認することができた。この数値は前年度確認された個体数よりも減少しているが、新たな生育地点での調査を中心的に行ったためであり、絶滅危惧種 A の生育に適した良好な自然環境が維持できていることが再確認された。

発芽実験結果から、県立榛名公園に生育する　は、高い温度区になるにつれて、最終発芽率も高くなり、22/10℃区以上が発芽に適していると考えられる。また、同地域に生育する　カセンソウ、　マツムシソウはオミナエシと同様に、冷湿処理によってより発芽が促進されており、冷湿処理の有効性が確認されたことから、冬を越すことで休眠解除されると考えられる。将来的に地球温暖化が進んでしまった場合、種子の休眠解除が阻害され、個体数の減少が起こるなどの危険性があると考えられる。

絶滅危惧種 A の種子を用いた生存検定では、2016 年度に CN 寺沢川右岸で採取された種子の発芽率は 55.3%であり、それ以外のいずれの産年・産地において約 70%以上の高い発芽率であった。2016 年度産の CN 十二が原墓場では、発芽率が 92%を記録しており、2012 年度産 CN 十二が原墓場は冷凍保存期間が 4 年目を迎えているものの、発芽が確認されたことから、-80℃の冷凍保存が 3 年間まで発芽能力を失わないことが明らかになった。冷凍保存年数が経過しても有効性は保たれるのか、今後も継続実験を行う必要がある。

絶滅危惧種 A の冷湿処理による休眠解除の結果から、絶滅危惧種 A の土壌シードバンク形成期間は非常に短いことが再確認された。絶滅危惧種 A の生育環境、発芽条件の解明と平行し、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。また、種子の産地・

産年によってもその要因は大きく異なる場合があると考えられる。以上のことから野外において、多くの種子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。

異なる温度条件下で栽培した植物の生長解析では、　　　　　とマツムシソウは温度の高い区ほど、相対生長速度（RGR）が高くなり、その原因は主として光合成活性（NAR）の増加であった。すなわち、地球温暖化による気温上昇で光合成活性が増大することで、生長速度も高まる可能性が高いと考えられる。それに対し、絶滅危惧種Aは22/10℃区が最も相対生長速度（RGR）が高い結果となったため、地球温暖化によって、生長が阻害される可能性があるものと考えられる。

本研究で確認された良好な環境を有している地域を含め、地球では現在進行形で生物多様性が危機的な状況へと追い込まれている。人間活動によって生態系の枠組みは破壊されつつあり、環境問題や地球温暖化が引き起こされている。しかし、私たちの生活は自然からの恩恵なくしては成り立つことはない。IPCC第五次評価報告書（2014）によれば、地球温暖化による100年以内の1ー3.7℃の気温上昇は免れることはできないとされる。したがって、防止対策に加えて、実際に温暖化した場合にその悪影響を緩和するための対策を考える必要があり、そのためには野生植物種が受ける諸影響とメカニズムを研究し、知見を増やす必要がある。今後は温暖化による植生の相互関係がどのように変化するのかを解明することで、植物多様性の低下を防止することができると考えられる。多様な生態系を保護することで、自然からの恩恵を享受することができるため、社会全体で環境問題に取り組む必要がある。

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。

北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。

県立榛名公園での調査では、群馬県自然環境調査研究会・増田和明氏にご協力いただきました。

八ッ場ダムでの調査では、国土交通省八ッ場ダム工事事務所調査設計課設計係長・高橋則知氏にご協力いただきました。またカザグルマの種子の培養および挿し木に際しては、有限会社はなせきぐち・関口雄二氏に技術指導等のご協力をいただきました。

また、同時期に卒業論文に取り組んだ岡村亮吾氏、鈴木統子氏、諏訪間侑樹氏、長倉優希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。

引用文献・引用 web ページ

足助直紀（2016） 地球温暖化が植物の発芽・生長に及ぼす直接影響に関する実験生態学的研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.

畔上能力 山渓ハンディ図鑑 1 野に咲く花（2001） 山と渓谷社 189,205,300,458.

畔上能力 山渓ハンディ図鑑 2 山に咲く花(2001) 山と渓谷社 28,29,144,202,240,447,448

荒川唯（2012） 里山地域における希少植物種の繁殖に関する生態学的基礎研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.

犬井正（2002） 「里山と人の履歴」新思索社 12 15 26.

飯山賢治（2001） 5.1 里人の生活を支えた里山の生物資源 「里山の環境学」 東京大学出版会 174-175.

石井実（2006） 1.1.4 土地利用の変化に伴う里やま自然の変化 「生態学からみた里やまの自然と保護」 講談社 5-6.

おくやまひさし 里山図鑑（2001） ポプラ社 131,147.

倉本宣（2001） 1.3 市民運動から見た里山保全 「里山の環境学」 東京大学出版会 23.

小関よう子（2014） 里山地域に生育する希少植物種の分布と発芽・生長特性に関する生態学的モニタリング研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.

小林紀之（2004） 「地球温暖化と森林ビジネス『地球益』をめざして」 J-FIC 13.

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.

鈴木貢次郎（1998） 3 種の草花植物の種子発芽特性 日緑工誌 23(3)：131ー141.

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.

高橋勝雄 山渓名前図鑑 野草の名前 春（2004） 山と渓谷社 306.

高橋勝雄 山渓名前図鑑 野草の名前 夏（2004） 山と渓谷社 65,84,97,184,237,332,333.

高橋勝雄 山渓名前図鑑 野草の名前 秋冬（2004） 山と渓谷社 25,105,233,235,324,332.

武内和彦（2001） 1.1 二次的自然としての里地・里山 「里山の環境学」 東京大学出版会 2-3.

田村一志（2016） 榛名山北部の里山地域に生育する稀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 「里山の環境学」 東京大学出版会 49.

恒川篤史・別所力（2001） 2.2 関東における里山の変貌 「里山の環境学」 東京大学出版会 51.

服部保（2006） 4.1.2 遷移の進行・種の多様性の減少「生態学からみた里やまの自然と保護」 講談社 160.
馬場多久男 花実でわかる樹木（2009）信濃毎日新聞社 131.
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. 群馬大学大学院修士課程社会情報学研究科修士論文.
原沢英夫・西岡秀三（2003） 「地球温暖化と日本 自然・人への影響予測 第 3 次報告」古今書院 97-98 103.
福島彩（2015） 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.
星野義延（2006） 4.4 里やま保全のとりくみ 「生態学からみた里やまの自然と保護」講談社 184.
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.
村田源 他 日本の野生植物 草本Ⅲ 合弁花類（2002） 平凡社 88.
山田文雄（2005） 2.6.3 衰退する里やまと哺乳類多様性 「生態学からみた里やまの自然と保護」 講談社 120-121.
吉岡良祐（2008） ダム建設に伴う地域生態系の改変に関する基礎研究 群馬大学社会情報学部卒業論文.
鷲谷いづみ（2001） 1.2 保全生態学から見た里地自然「里山の環境学」 東京大学出版会 16-18.
鷲谷いづみ（2001） 3.2 生物間相互作用がつくる里山の生物多様性 「里山の環境学」 東京大学出版 96 97.
鷲谷いづみ（2011） 「さとやま 生物多様性と生態系模様」 岩波ジュニア新書 7-9 20.
鷲谷いづみ・鬼頭秀一（2007） 「自然再生のための生物多様性モニタリング」 東京大学出版会 4 5 6 7 8 24-25.
鷲谷いづみ・武内和彦・西田睦（2005） 「生態系のまなざし」 東京大学出版会 56 58 291.
渡部綱男（2010） 生物多様性 COP10 と SATOYAMA イニシアティブー持続可能な自然資源の利用・管理のためにー 「生物多様性 COP10 へ」 朝日新聞出版 40-41 43-44.
Millennium Ecosystem Assessment （編集） 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会 （責任翻訳）(2007) 「生態系サービスと人類の将来―国連ミレニアムエコシステム評価」オーム社 xiv 132-135.

引用 web ページ

環境省 HP（2012）「生物多様性国家戦略 2012-2020」
http://www.env.go.jp/press/files/jp/20763.pdf

環境省 HP 生物多様性及び生態系サービスの総合評価に関する検討会 （2016） 「生物多様性及び生態系サービスの総合評価 報告書」
http://www.env.go.jp/nature/biodic/jbo2/pamph01_full.pdf

環境省 HP 気候変動に適応し、自然と共生する社会の促進 （2010） 「SATOYAMA イニシアティブ」
https://www.env.go.jp/earth/coop/coop/cai/pdf/satoyama_j.pdf

群馬県 https://www.pref.gunma.jp/01/e2310244.html

NPO 法人八ツ場あしたの会 http://yamba-net.org/problem/wazawai/hakai/

写真・表・図

写真１　上　榛名公園沼ノ原の調査地風景写真（ゆうすげの道側）

下　榛名公園沼ノ原の調査地風景写真（榛名富士側）

写真２　榛名公園沼ノ原で確認された絶滅危惧種・希少種

写真３　榛名公園沼ノ原で確認された絶滅危惧種・希少種
トモエソウ（2017.8.4 撮影）

写真４　北榛名地域で確認された絶滅危惧種Ａ

北榛名地域絶滅危惧種Ａ生息地風景写真（2017.5.20 撮影）

写真 5　絶滅危惧種 A の花柱の様子

表１　野外調査の日程・調査内容・調査場所一覧

調査日	調査地	調査内容
2017/4/25	西榛名	希少植物種、絶滅危惧種生育地の植物相調査
2017/5/18	西榛名	開花調査、花採取
2017/5/20	北榛名	開花調査、花採取
2017/5/26	ハッ場ダム建設地	挿し木用の採取、地点記録
2017/6/9	西榛名	希少植物種、絶滅危惧種生育地の植物相調査
2017/7/6	西榛名	種子採取
2017/7/8	北榛名	種子採取
2017/8/4	県立榛名公園	希少植物種、絶滅危惧種生育地の植物相調査
2017/8/22	県立榛名公園	希少植物種、絶滅危惧種生育地の植物相調査
2017/9/5	県立榛名公園	植物相調査、種子採取
2017/10/4	県立榛名公園	植物相調査、種子採取

表 2　絶滅危惧種 A 種子の冷蔵・冷凍保存期間一覧

地点(CN)	採取年度	4℃冷蔵保存期間	-80℃冷凍保存期間
ワシタニヒルズ	2012	1年	4年
第二ワシタニヒルズ	2012	1年	4年
夢の花園	2012	1年	4年
寺沢川右岸	2012	1年	4年
十二が原墓場	2012	1年	4年
ワシタニヒルズ	2015	-	2年
第二ワシタニヒルズ	2015	-	2年
夢の花園	2015	-	2年
寺沢川右岸	2015	-	2年
十二が原墓場	2015	-	2年
ワシタニヒルズ	2016	-	1年
第二ワシタニヒルズ	2016	-	1年
夢の花園	2016	-	1年
寺沢川右岸	2016	-	1年
十二が原墓場	2016	-	1年

表 3　発芽実験日程一覧

表３（続き）　発芽実験日程

絶滅危惧種Ａジベレリン処理（生存検定）

表3（続き）　発芽実験日程

絶滅危惧種A冷湿処理

表 4　材料植物の栽培実験スケジュール一覧

表 5　県立榛名公園において生育が確認された植物とその生態学的特徴

2017 年 8 月 4 日、8 月 22 日、9 月 5 日、10 月 4 日における調査で確認された植物種である。

科名	種名	学名	生活型	花期	分布	生息地	確認日	備考・特徴
アカネ科	カワラマツバ	*Galium verum Linn. var. asiatica Nakai f. nikkoense*	多年草	6～8月	北～九、朝鮮	山地の草原、河原	8月22日、9月5日	
アカバナ科	オオマツヨイグサ	*Oenothera erythrosepala*	二年草	7～9月	北米	農村の里山	8月4日	
アジサイ科	ノリウツギ	*Hydrangea paniculata*	落葉低木	7～8月	北海道から九州	日当たりの良い山野	8月22日	
アヤメ科	ノハナショウブ	*Iris ensata var. pontanea*	多年草	6～7月	北、本、四、九、朝鮮、中国	水辺、湿原、湿った草原	8月4日、22日	
イネ科	アシボソ	*Microstegium vimineum*	一年草	9～10月	日本各地	林や森周辺の岩場、石垣、草つき斜面	9月5日	
イネ科	ススキ	*Miscanthus sinensis*	多年草	7～8月	北～沖縄	日当たりの良い丘陵地、草原	10月4日	
オトギリソウ科	オトギリソウ	*Hypericum erectum*	多年草	7～8月	北～九、朝鮮、中国、サハリン	低山から亜高山の日当たりの良い草地	8月4日	
オトギリソウ科	トモエソウ	*Hypericum ascyron*	多年草	7～9月	北、本、四、九	山地の日当たりのよい草地	8月4日、22日	
ガガイモ科	ガガイモ	*Metaplexis japonica*	多年草	7～8月	北、本、四、九	山地、丘陵、野原などの草やぶ	8月4日	
キキョウ科	ツリガネニンジン	*Abenophora triphylla var. japonica*	多年草	8～10月	北方領土、北～九、サハリン、中国	山野、土手	8月4日、22日	
キキョウ科	ヤマホタルブクロ	*Campanula punctata Lam. var. hondensis*	多年草	6～8月	東北南部～近畿東部	山地の土手	8月4日、22日	日本固有種
キク科	アキノキリンソウ	*Solidago virgaurea var. asiatica*	多年草	8～11月	北～九、朝鮮	日の当たる山地、丘陵部	10月4日	
キク科	カセンソウ	*Inula salicina var. asiatica*	多年草	7～9月	北～本州	日当たりの良い山地の湿地	8月4日	
キク科	キオン	*Senecio nemorensis*	多年草	8～9月	北、本、四、九	山地の草原や深山のへり	9月5日	
キク科	コウゾリナ	*Picris hieracioides subsp. japonica*	越年草	5～10月	北～九、サハリン、中国	低地～山地の草地・道ばた	8月4日、22日	
キク科	シラヤマギク	*Aster scaber*	多年草	8～10月	北～九、朝鮮、中国	雑木林、道ばた	8月4日、22日, 9月5日	
キク科	ニガナ	*Ixeris dentata*	多年草	5～7月	北～沖縄、朝鮮、中国	道ばた、山地	8月4日、22日	
キク科	ノコギリソウ	*Achillea alpina*	多年草	7～9月	北～本州、朝鮮、中国、ロシア極東、北アメリカ	山地の草原	8月22日、9月5日	
キク科	ノコンギク	*Aster ageratoides ssp. ovatus*	多年草	8～11月	本、四、九	山野、草原、土手、道脇	10月4日	
キク科	ノハラアザミ	*Cirsium oligophyllum*	多年草	8～10月	北～本州中部	山地の草原、日当たりのよい斜面	8月4日	日本固有種
キク科	ヒヨドリバナ	*Eupatorium chinense var. oppositifolium*	多年草	8～10月	日本各地	草原、渓流沿いの日当たりの良い場所	8月4日、9月5日、10月4日	
キク科	ミヤコアザミ	*Saussurea maximowiczii*	多年草	9～10月	本～九、朝鮮、中国、ウスリー	山地の草原、湿地	8月4日、9月5日	
キク科	ヤマニガナ	*Lactuca raddeana var. elata*	越年草	8～9月	北～本州	山地の林縁、草原	8月4日、22日、9月5日	
キョウチクトウ科	コカモメヅル	*Tylophora floribunda*	多年草	7～8月	本、四、九	山野の草地ややぶ	9月5日	
キンポウゲ科	カラマツソウ	*Thalictrum aquilegifolium var.intermedium*	宿根草	6～8月	北～本州	山地、高山対	8月22日	日本固有種
キンポウゲ科	ヤマオダマキ	*Aquilegia buergeriana*	多年草	6～8月	北、本、四、九	深山	8月4日、22日	
クワ科	カラハナソウ	*Humulus lupulus var. cordifolius*	多年草	8～9月	北海道と中部以北の本州	山地の草藪や林のへり	9月5日	
ゴマノハグサ科	クガイソウ	*Veronicastrum japonicum*	多年草	6～8月	本州	日当たりの良い草地、林縁	8月4日、22日	
ゴマノハグサ科	ママコナ	*Melampyrum roseum var. japonicum*	一年草	8～9月	北～九	山地の林縁	8月4日、22日	
サクラソウ科	オカトラノオ	*Lysimachia clethroides*	多年草	6～7月	日本各地	湿地、山道沿い	8月22日	
サクラソウ科	クサレダマ	*Lysimachia vulgaris var. davurica*	多年草	6～8月	北～九、朝鮮半島、中国、サハリン、シベリア	湿地の周辺、沼沢地	8月4日、22日	
サトイモ科	マムシグサ	*Arisaema serratum*	多年草	4～6月	本(関東以西)、四、九	湿った林や森の中	10月4日	

表５（続き）　県立榛名公園において生育が確認された植物とその生態学的特徴

科名	種名	学名	生活型	花期	分布	生息地	確認日	備考・特徴
シソ科	イヌハッカ	*Nepeta cataria*	多年草	7〜8月	朝鮮、中国、西アジア、ヨーロッパ、本(中部以東)	深山の岩場や草地	9月5日	
シソ科	ウツボグサ	*Prunella vulgaris subsp. asiatica*	多年草	6〜8月	北〜沖縄、朝鮮、台湾、中国、サハリン、シベリア	日当たりの良い草地、道ばた	8月4日、22日	
シソ科	クルマバナ	*Clinopodium chinense var.parviflorum*	多年草	7〜9月	北〜九、朝鮮半島	山地の草地、道ばた	8月4日、22日	
シソ科	ナツノタムラソウ	*Salvia lutescens var. intermedia*	多年草	6〜8月	神奈川〜近畿地方の太平洋側	山地の林内	8月4日、22日	
シソ科	ヒメシロネ	*Lycopus maackianus*	多年草	7〜9月	北〜九、朝鮮、中国	平地、山地の湿地	8月4日、22日, 9月5日	
セリ科	シシウド	*Angelica pubescens*	多年草	8〜11月	本、四、九	山地の日当たりのよい草地	8月22日	日本特産種
セリ科	ノダケ	*Angelica decursiva*	多年草	9〜11月	本(関東以西)、四、九	山野の林内や林縁、草原	9月5日、10月4日	
タデ科	アキノウナギツカミ	*Persicaria sieboldii*	一年草	7〜10月	日本全土、北東アジア	湿性土手など	8月4日	
タデ科	イタドリ	*Reynoutria japonica*	多年草	7〜10月	日本全土	日の当たる丘陵、土手、道ばた	8月22日、10月4日	
トウダイグサ科	タカトウダイ	*Euphorbia pekinensis*	多年草	6〜7月	本〜九州	山地の草原	8月4日、22日	
バラ科	キンミズヒキ	*Agrimonia japonica*	多年草	7〜10月	北〜九、サハリン、朝鮮、中国	林縁、山道沿い	8月4日、22日、9月5日、10月4日	
バラ科	シモツケ	*Spiraea japonica*	落葉低木	5〜7月	本〜九、朝鮮、中国	里山・山地の草地、林	8月4日、22日	
バラ科	ダイコンソウ	*Geum japonicum*	多年草	6〜8月	北、本、四、九	野山の草やぶ、山道沿い、林のへり	8月22日	
バラ科	チダケサシ	*Astilbe microphylla*	多年草	6〜8月	本〜九州	湿原、林縁、湿った草原	8月22日	
バラ科	ナワシロイチゴ	*Rubus parvifolius*	落葉低木	5〜6月	日本全土	日当たりの良い道ばたや河原の土手	8月22日	
バラ科	ノイバラ	*Rosa multiflora*	落葉低木	5〜6月	日本各地、朝鮮	日当たりの良い湿地、藪	8月4日、22日	
バラ科	ミツモトソウ	*Potentilla cryptotaeniae*	多年草	7〜9月	北、本、四、九	山地、谷沿い、草地	8月4日	
バラ科	ワレモコウ	*Sanguisorba officinalis*	多年草	7〜11月	北〜九、朝鮮、中国、シベリア、ヨーロッパ	山地の草原	8月4日、22日, 9月5日	
フウロソウ科	タチフウロ	*Geranium krameri*	多年草	7〜9月	本(東北南部〜中部)、四、九	山地の草原や林縁	9月5日	
ブナ科	ミズナラ	*Quercus mongolica ssp. crispula*	落葉高木	5〜6月	本、四、九	山地帯上部	8月4日、22日、9月5日、10月4日	
ベンケイソウ科	キリンソウ	*Phedimus aizoon var. floribundus*	多年草	5〜8月	北、本、四、九	山地の日当たりの良い岩上	8月4日、22日	
マツムシソウ科	マツムシソウ	*Scabiosa japonica*	多年草	8〜10月	北〜九州	山地の草原	8月4日、22日	
マメ科	ナンテンハギ	*Vicia unijuga*	多年草	6〜10月	北〜沖縄、朝鮮、中国、サハリン、シベリア東部	山地の草原	8月4日、22日	
マメ科	マルバハギ	*Lespedeza cyrtobotrya*	落葉低木	8〜10月	本〜九州、朝鮮、中国	山地	9月5日	
マメ科	ヤマハギ	*Lespedeza bicolor*	落葉低木	7〜9月	北〜九州	草地、林縁	8月4日	
ユキノシタ科	ヤマアジサイ	*Hydrangea serrata*	落葉低木	6〜7月	関東以西、四国、九州	山地の沢沿いの湿った斜面	8月22日	
ユリ科	オオバギボウシ	*Hosta montana*	多年草	6〜8月	北、本、四、九	山地の草原、林縁	8月4日、22日	
ユリ科	オニユリ	*Lilium lancifolium*	多年草	7〜8月	北〜九州、四国	野原・人里近く	8月4日、22日	
ユリ科	コオニユリ	*Lilium leichtliuii var. tigrinum*	多年草	7〜9月	北〜九州	野原・人里近く	8月4日、22日	
ユリ科	ノギラン	*Aletris luteoviridis*	多年草	6〜8月	北、本、四、九	山地の草原の斜面	8月4日、22日	
ユリ科	ヒメヤブラン	*Liriope minor*	多年草	7〜9月	本〜九州	日当たりのよい草地	8月22日	
ユリ科	ヤマラッキョウ	*Allium thunbergii*	多年草	9〜10月	本(福島以南)、四、九、沖	山地の日当たりの良い草原	10月4日	
ユリ科	ユウスゲ	*Hemerocallis vespertina*	多年草	6〜7月	本〜九州、四国	山地の草原、林縁	8月4日、22日	
リョウブ科	リョウブ	*Clethra barbinervis*	落葉小高木	6〜8月	北、本、四、九	山地、庭木	8月22日	
リンドウ科	リンドウ	*Gentiana scabra var. buergeri*	多年草	9〜11月	本、四、九	野山の日当たりのいい草原や斜面	9月5日、10月4日	

表 6　発芽実験における各植物の最終発芽率一覧

表７　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)	冷蔵保存期間	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
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13℃	50.7	15.0
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13℃	94.0	2.0
2012	夢の花園	1年	4年	5分間	25/13℃	90.0	3.5
2012	寺沢川右岸	1年	4年	5分間	25/13℃	69.3	5.0
2012	十二が原墓場	1年	4年	5分間	25/13℃	94.7	2.3
2015	ワシタニヒルズ	−	2年	5分間	25/13℃	79.3	6.4
2015	第二ワシタニヒルズ	−	2年	5分間	25/13℃	74.0	8.0
2015	夢の花園	−	2年	5分間	25/13℃	92.7	1.2
2015	寺沢川右岸	−	2年	5分間	25/13℃	71.3	7.0
2015	十二が原墓場	−	2年	5分間	25/13℃	80.0	10.4
2016	ワシタニヒルズ	−	1年	5分間	25/13℃	74.7	18.0
2016	第二ワシタニヒルズ	−	1年	5分間	25/13℃	74.0	10.0
2016	夢の花園	−	1年	5分間	25/13℃	94.7	4.2
2016	寺沢川右岸	−	1年	5分間	25/13℃	55.3	11.0
2016	十二が原墓場	−	1年	5分間	25/13℃	92.0	4.0

表８　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

						第1回冷湿処理後		第2回冷湿処理後	
種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	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	最終発芽率(%)	標準偏差
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13℃	6.0	2.0	8.67	1.15
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13℃	21.3	7.6	32.00	9.17
2012	夢の花園	1年	4年	5分間	25/13℃	27.3	7.6	50.67	7.02
2012	寺沢川右岸	1年	4年	5分間	25/13℃	70.0	5.3	73.33	4.16
2012	十二が原墓場	1年	4年	5分間	25/13℃	26.7	12.2	42.00	8.72
2015	ワシタニヒルズ	−	2年	5分間	25/13℃	58.0	8.7	59.33	9.24
2015	第二ワシタニヒルズ	−	2年	5分間	25/13℃	17.3	28.3	19.33	26.56
2015	夢の花園	−	2年	5分間	25/13℃	1.3	2.3	21.33	9.02
2015	寺沢川右岸	−	2年	5分間	25/13℃	12.7	8.1	24.67	16.65
2015	十二が原墓場	−	2年	5分間	25/13℃	10.0	3.5	10.00	3.46
2016	ワシタニヒルズ	−	1年	5分間	25/13℃	46.0	9.2	46.00	9.17
2016	第二ワシタニヒルズ	−	1年	5分間	25/13℃	60.7	18.1	62.00	19.08
2016	夢の花園	−	1年	5分間	25/13℃	94.7	2.3	94.67	2.31
2016	寺沢川右岸	−	1年	5分間	25/13℃	2.0	2.0	5.33	1.15
2016	十二が原墓場	−	1年	5分間	25/13℃	36.7	32.5	38.67	32.15

表 9　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）の影響のまとめ　1. CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

表 9（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）の影響のまとめ　2.CN 第二ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

表 9(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）の影響のまとめ　3. CN 新桜台

2015 年（嶋方 2016)、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 9(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）の影響のまとめ　4. CN 夢の花園

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

表 9（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）の影響のまとめ　5. CN 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 9(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）の影響のまとめ　6. CN 寺沢川右岸

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 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	櫻井
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	櫻井
2016	寺沢川右岸	-	1年	55.33	11.02	櫻井

表9(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)の影響のまとめ　7. CN十二が原墓場

2015年（嶋方 2016)、2016年（山里 2017）および2017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	十二が原墓場	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	十二が原墓場	1年	4年	94.67	2.31	櫻井
2013	十二が原墓場	-	2年	96.67	3.06	嶋方
2014	十二が原墓場	-	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	十二が原墓場	-	2年	80.00	10.39	櫻井
2016	十二が原墓場	-	1年	92.00	4.00	櫻井

表 10　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）の影響のまとめ　1. CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

表 10（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）の影響のまとめ　2. CN 第二ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

表 10（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）の影響のまとめ　3. CN 新桜台

2015 年（嶋方 2016)、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 10（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）の影響のまとめ　4. CN 夢の花園

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

表 10（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）の影響のまとめ　5. CN 寺沢川右岸

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 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

表 10（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）の影響のまとめ　6. CN 十二が原墓場

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 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	十二が原墓場	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	十二が原墓場	−	2年	25.33	11.02	嶋方
2014	十二が原墓場	−	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

表 11　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）の影響のまとめ　1. CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

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 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ　2. CN 第二ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

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 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ　3. CN 新桜台

2015 年（嶋方 2016)、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 11（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）の影響のまとめ　4. CN 夢の花園

2015 年（嶋方 2016)、2016 年（山里 2017）および 2017 年（諏訪間）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

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 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ　5. CN 寺沢川右岸

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 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

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 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ　6. CN 十二が原墓場

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 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	十二が原墓場	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	十二が原墓場	-	2年	49.33	22.30	嶋方
2014	十二が原墓場	-	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

表 12　栽培実験における各植物の生存率（6 段階評価）

表 13　栽培実験における各植物の乾燥重量平均一覧

表 14　栽培実験における各植物の生長解析の結果一覧

図１　県立榛名公園における分布調査で確認された開花株の分布

図２　県立榛名公園における分布調査で確認された開花株の分布

図３　県立榛名公園における分布調査で確認された開花株の分布

図 4　北榛名地域（寺沢川流域）における分布調査で確認された絶滅危惧種 A の開花株の分布（寺沢側右岸北側）

図４（続き）　北榛名地域（寺沢川流域）における分布調査で確認された絶滅危惧種Ａの開花株の分布（寺沢川右岸南側）

図 4（続き）　北榛名地域（寺沢川流域）における分布調査で確認された絶滅危惧種 A

図 4（続き）　北榛名地域（寺沢川流域）における分布調査で確認された絶滅危惧種 A の開花株の分布（寺沢川支流）

図５　北榛名地域の古地図および空中写真

図５　北榛名地域の古地図および空中写真

図 5（続き）

図５（続き）　寺沢川流域空中写真

図６　榛名公園沼ノ原の古地図および空中写真

図 6（続き）

図 6（続き）

図６（続き）

図 6（続き）

図 7　冷湿処理を施した種子の発芽率の経時変化

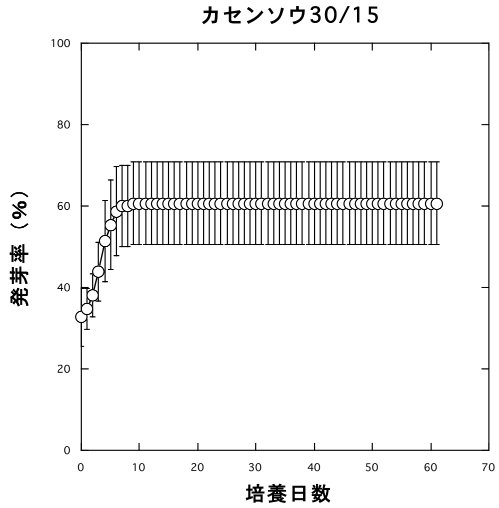
図 8　冷湿処理を施した種子の発芽率の経時変化

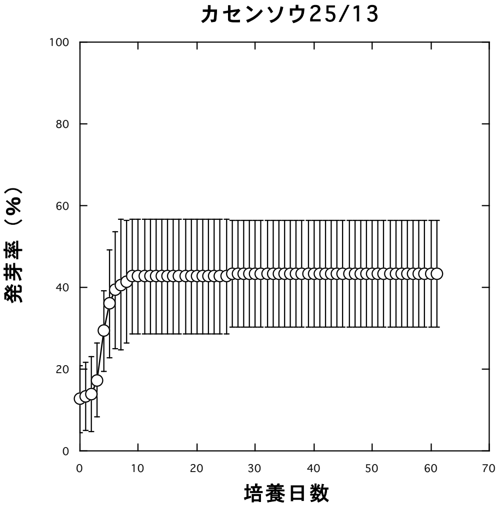
図 9　冷湿処理を施した種子（左）と冷湿処理を施さなかった種子（右）の発芽率の経時変化

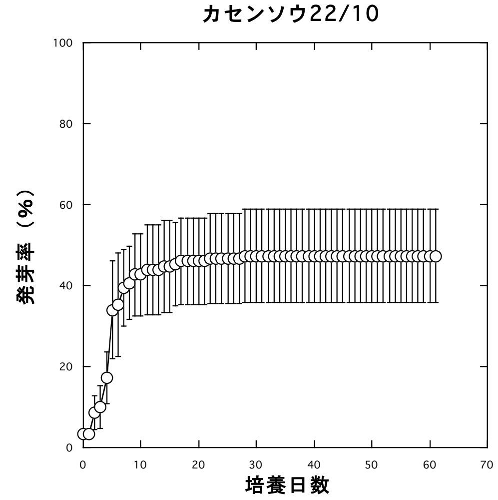
図 10　冷湿処理を施した種子の発芽率の経時変化

図11　冷湿処理を施した種子の発芽率の経時変化

図 12　冷湿処理を施した種子（左）と冷湿処理を施さなかった種子（右）の発芽率の経時変化







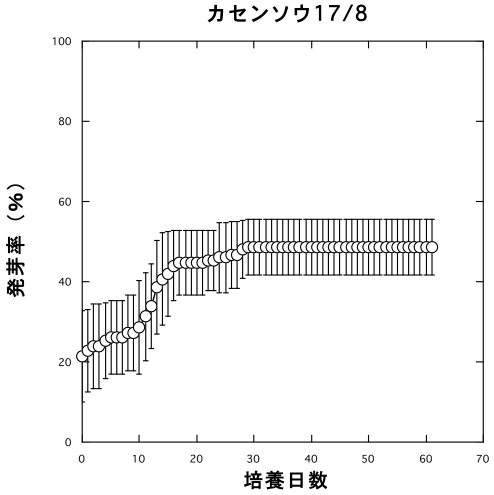
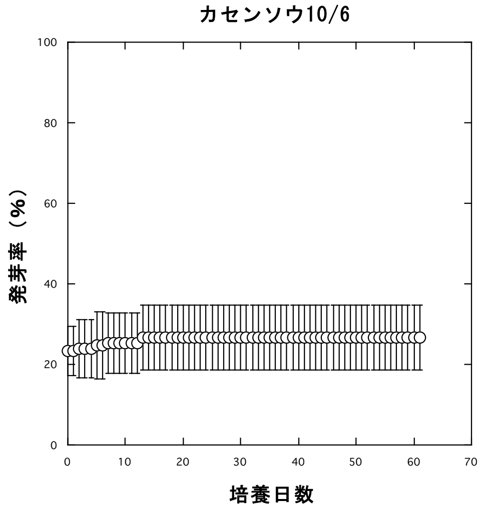
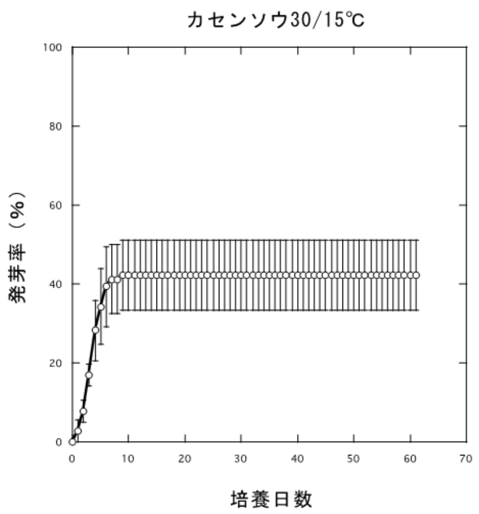


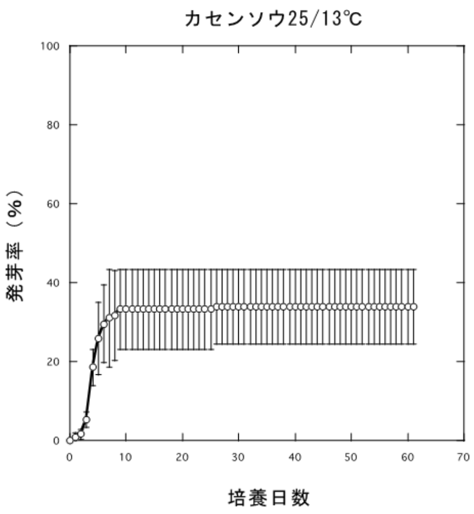
図 13　冷湿処理を施したカセンソウ種子の発芽率の経時変化

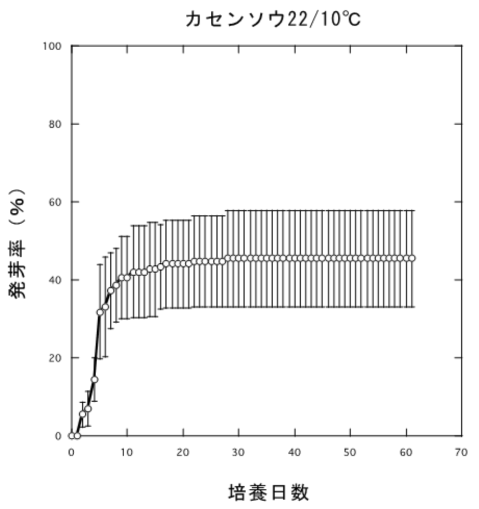


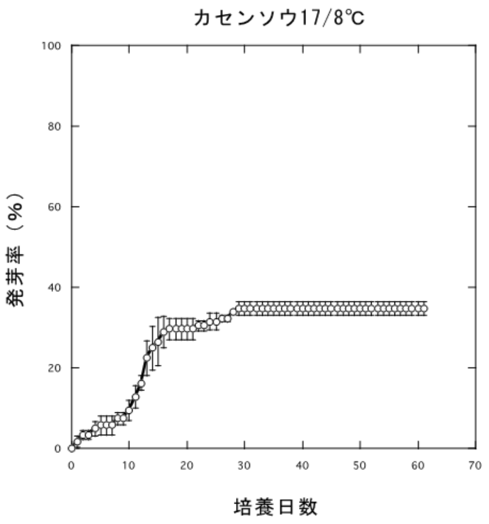
温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。









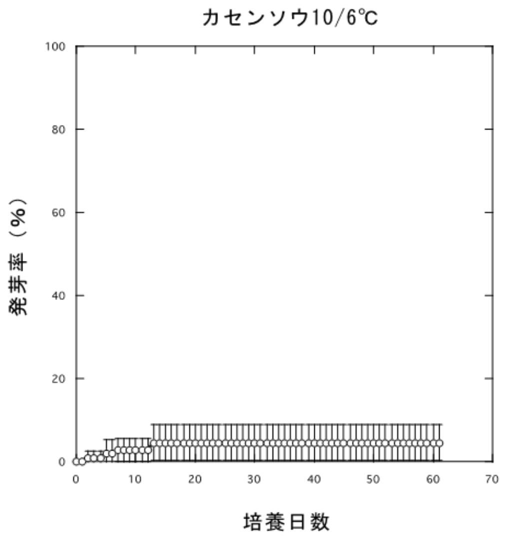
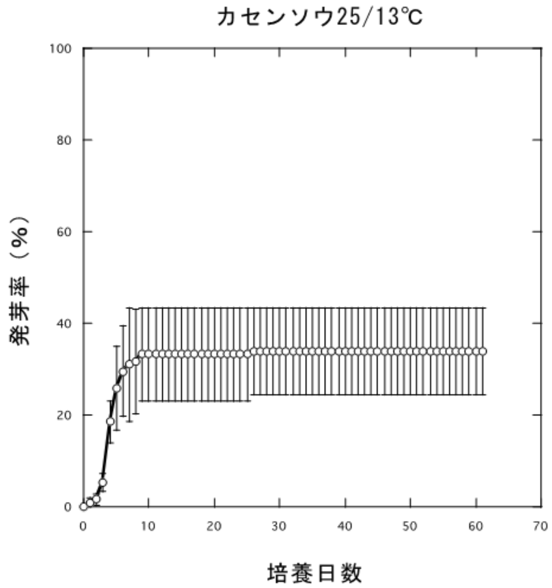


図 14　冷湿処理を施したカセンソウ種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約 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。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。



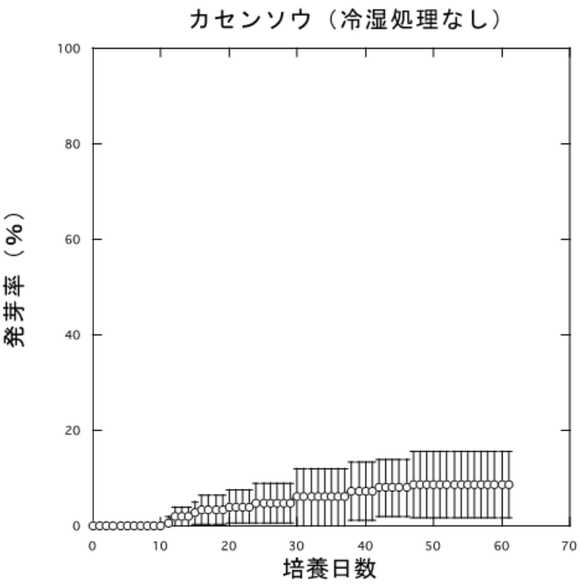
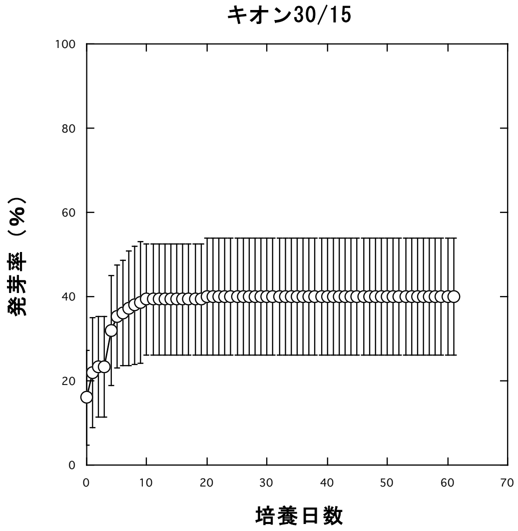
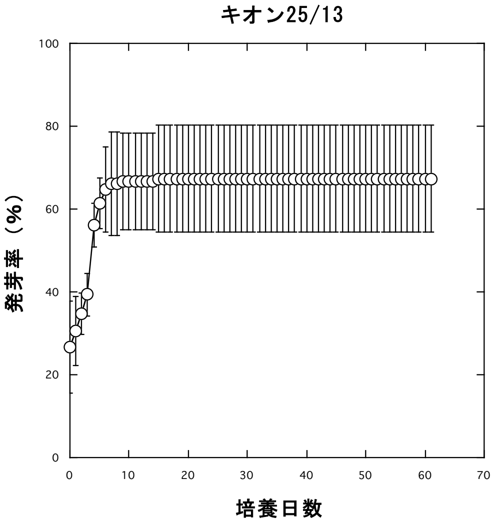


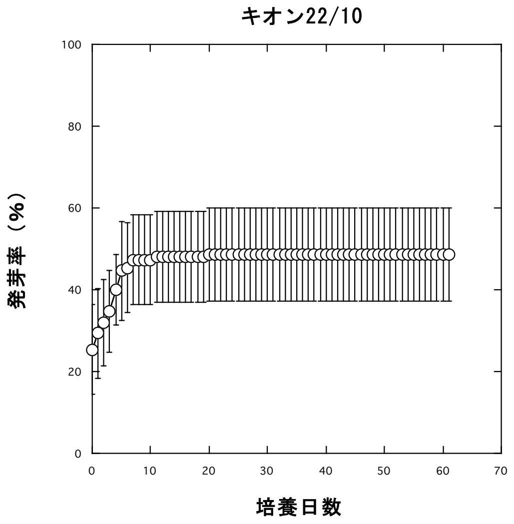
図 15　冷湿処理を施したカセンソウの種子（左）と冷湿処理を施さなかったカセンソウの種子（右）の発芽率の経時変化

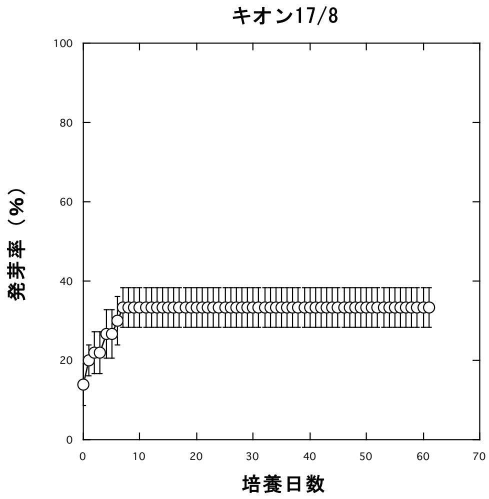
温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。









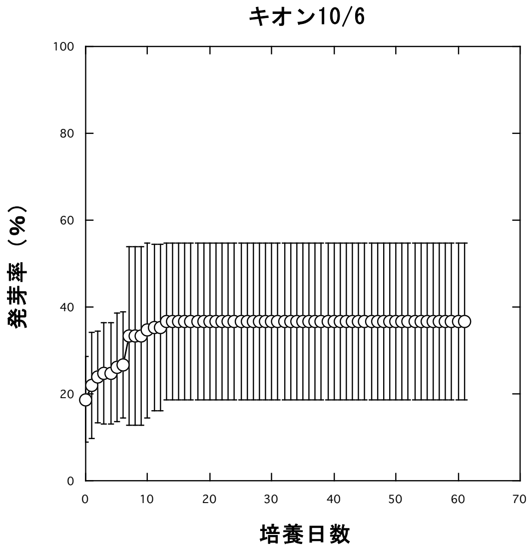
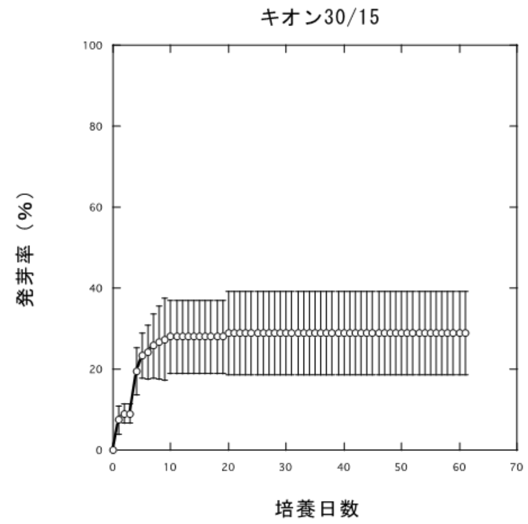
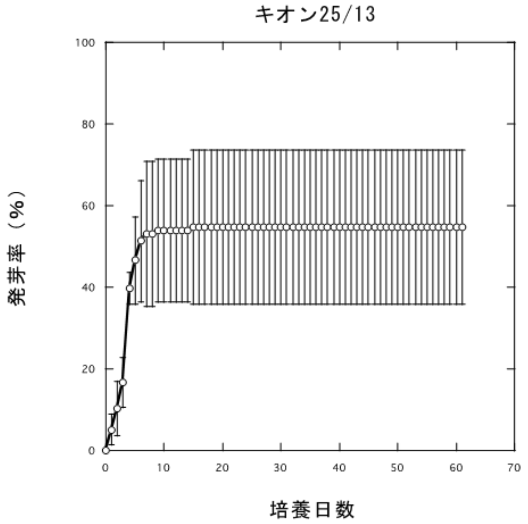


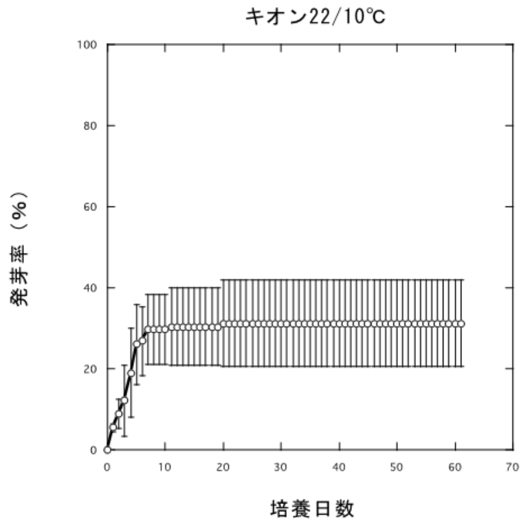
図 16　冷湿処理を施したキオン種子の発芽率の経時変化

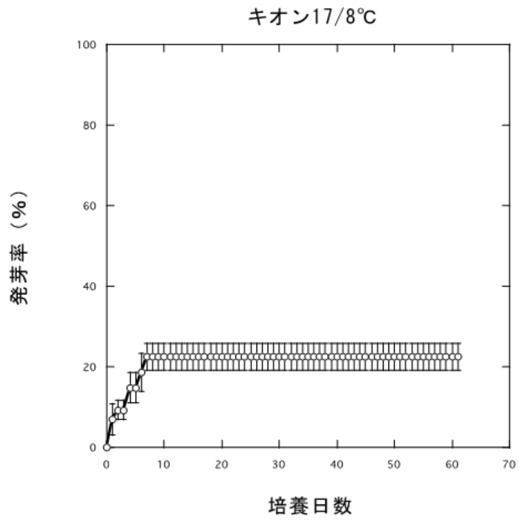
温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。









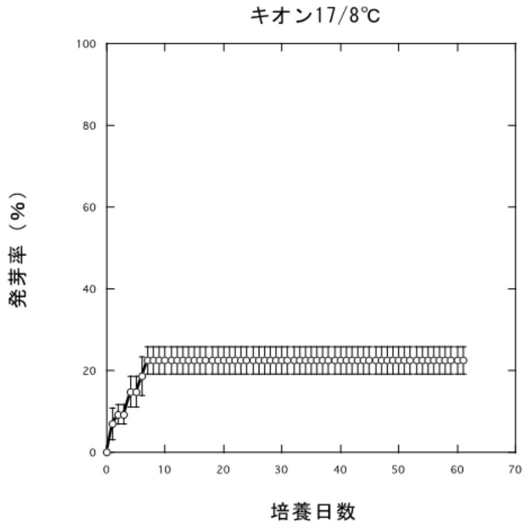


図17　冷湿処理を施したキオン種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約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。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

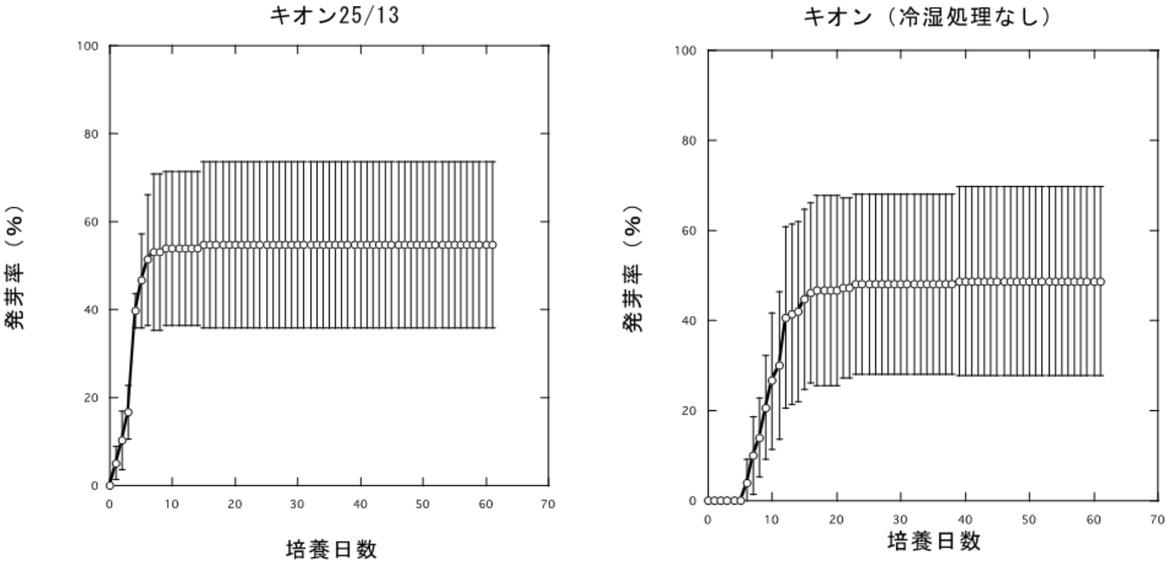


図 18　冷湿処理を施したキオンの種子（左）と冷湿処理を施さなかったキオンの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 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。

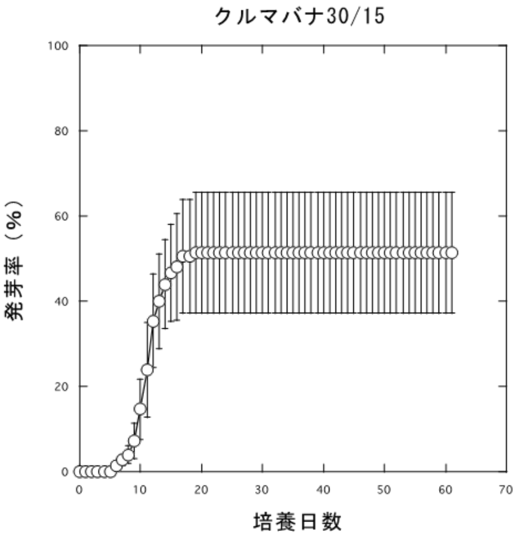
冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

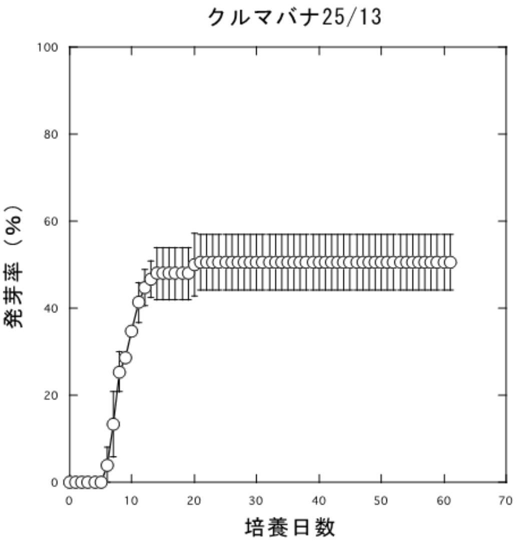
図 19　冷湿処理を施した種子の発芽率の
経時変化

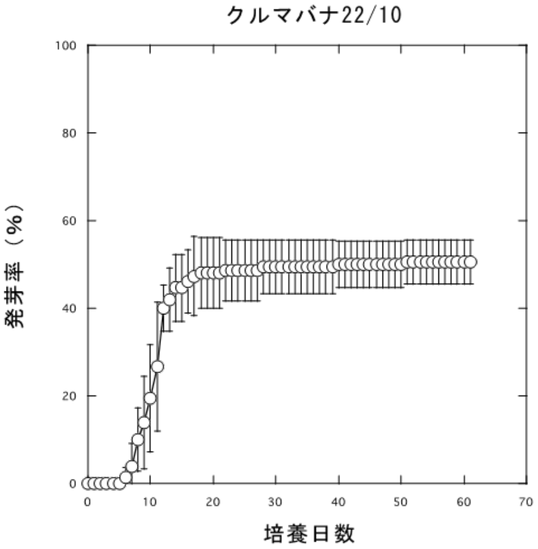
経時変化

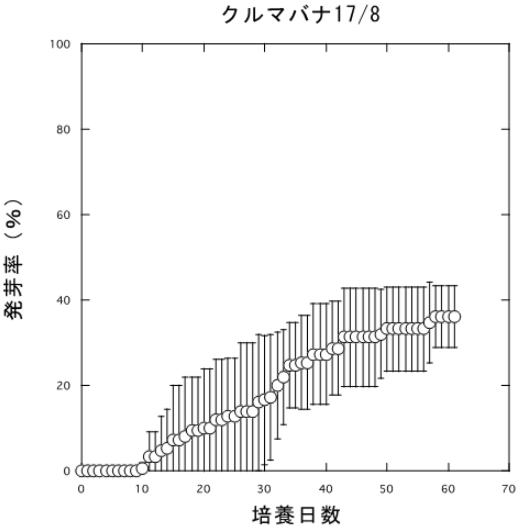
図 20　冷湿処理を施した種子の発芽率の
経時変化

図 21　冷湿処理を施した種子（左）と冷湿処理を施さなかった種子（右）の発芽率の経時変化









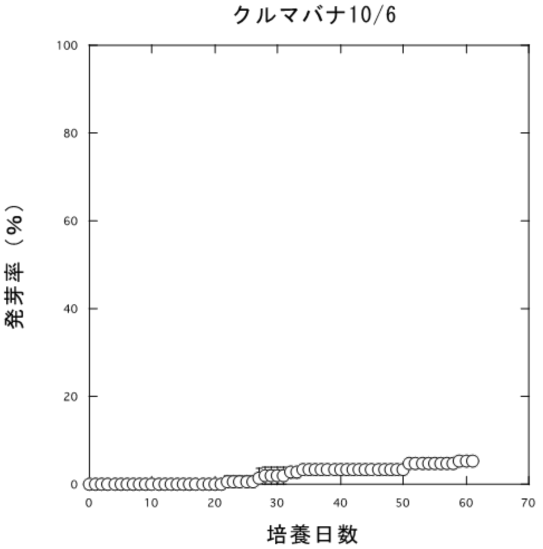


図 22　冷湿処理を施したクルマバナ種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約 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。

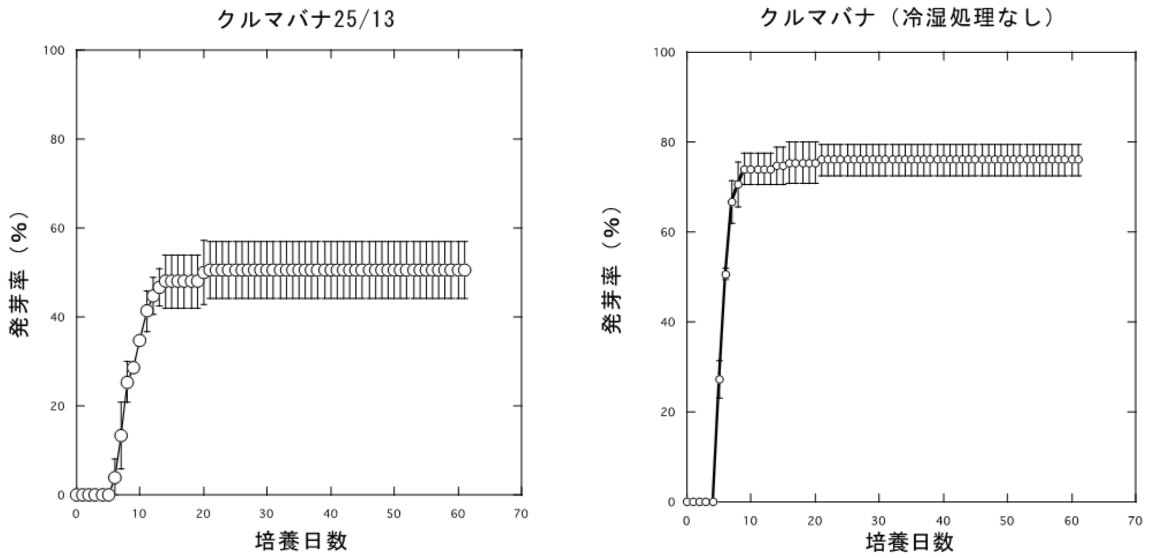
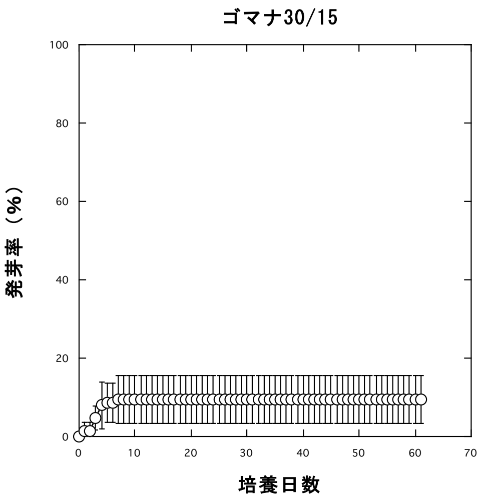
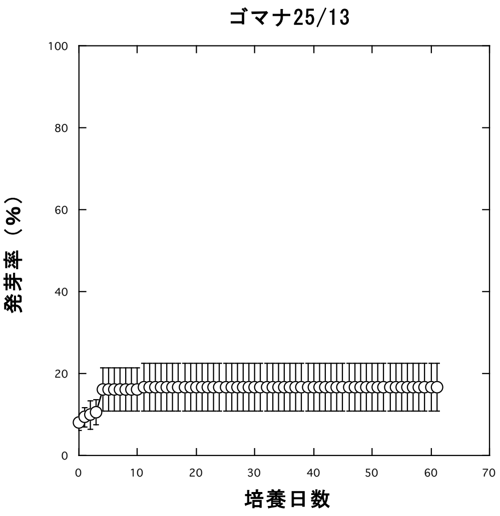
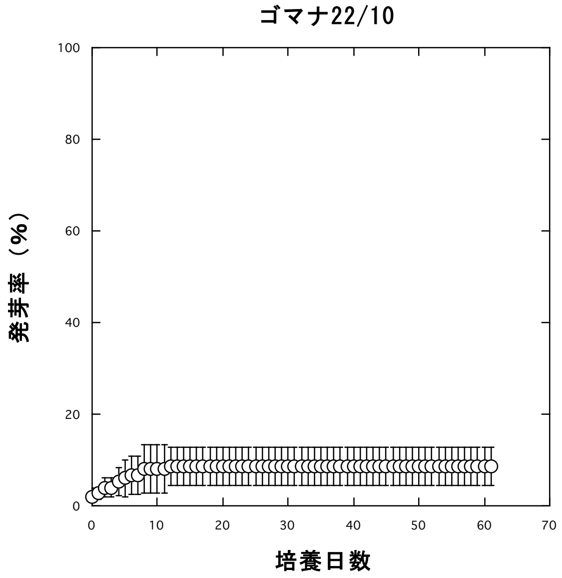


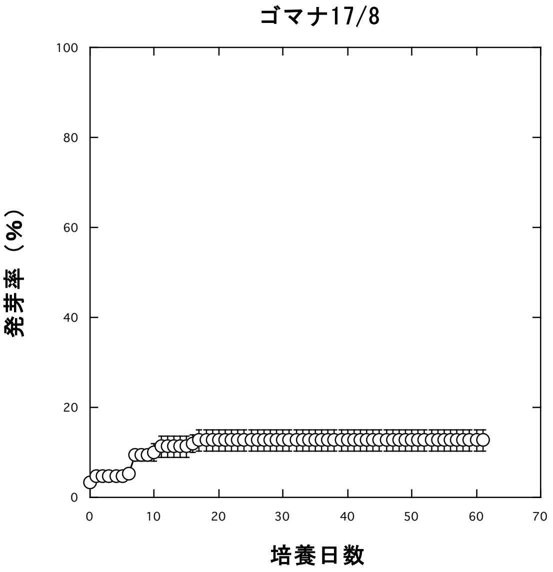
図 23　冷湿処理を施したクルマバナの種子（左）と冷湿処理を施さなかったクルマバナの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 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。









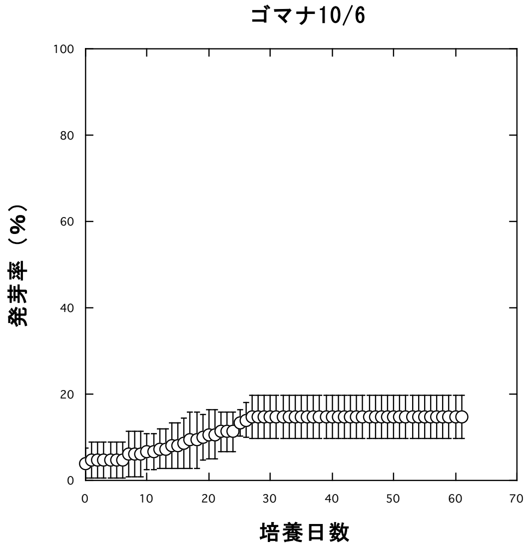
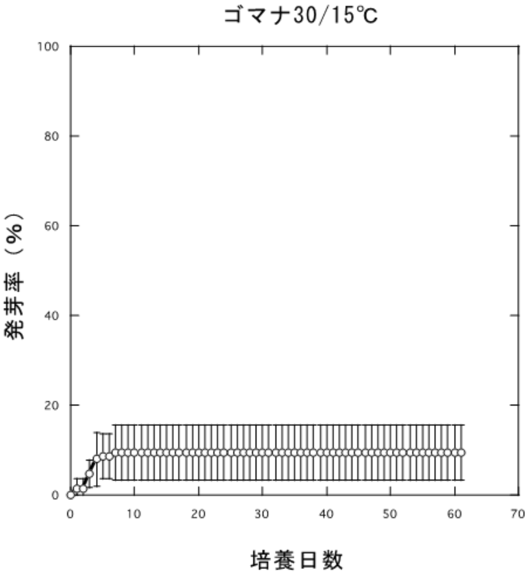
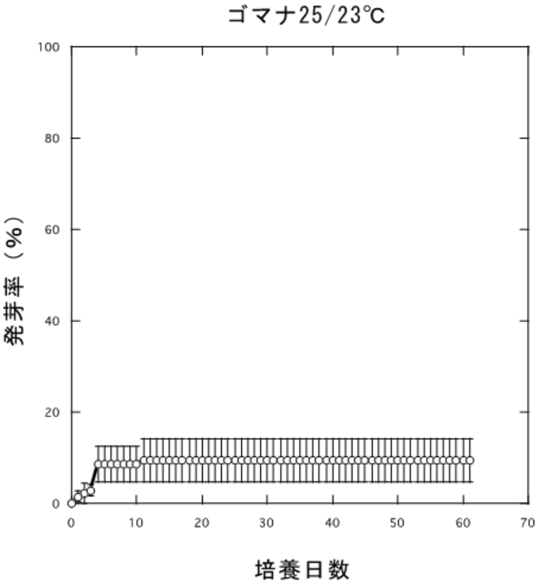


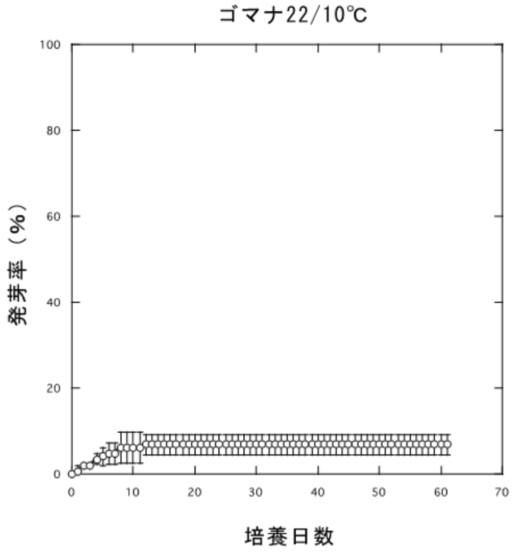
図 24　冷湿処理を施したゴマナ種子の発芽率の経時変化

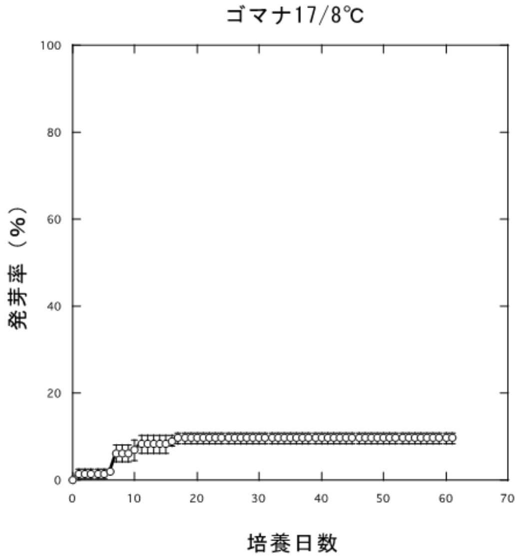
温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で約 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。









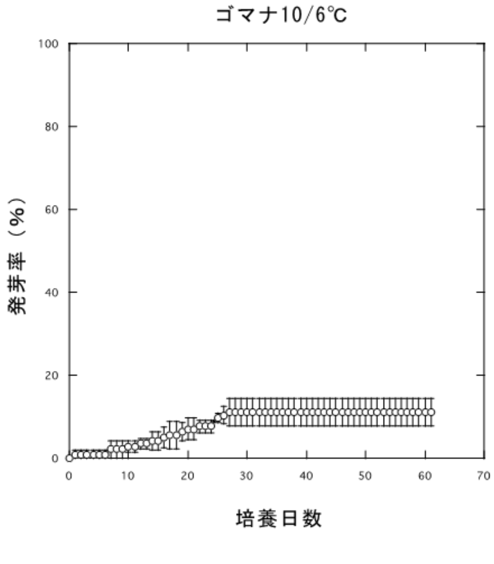
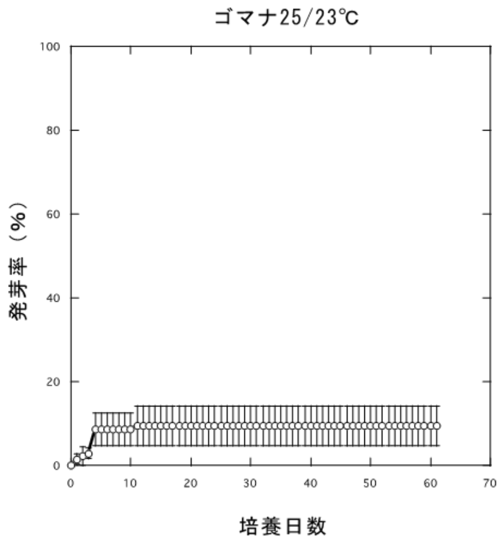


図25　冷湿処理を施したゴマナ種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約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。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。



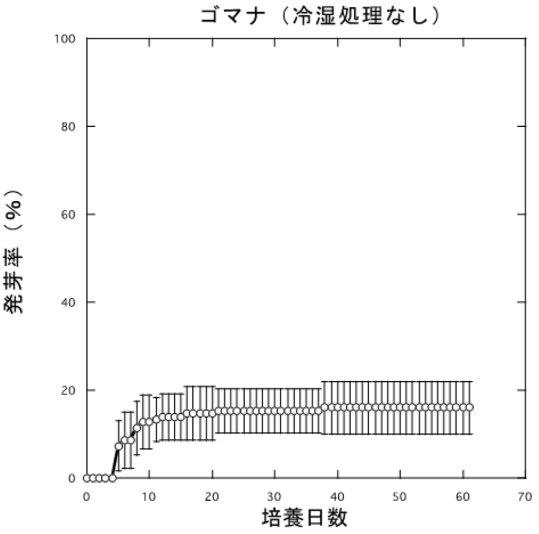
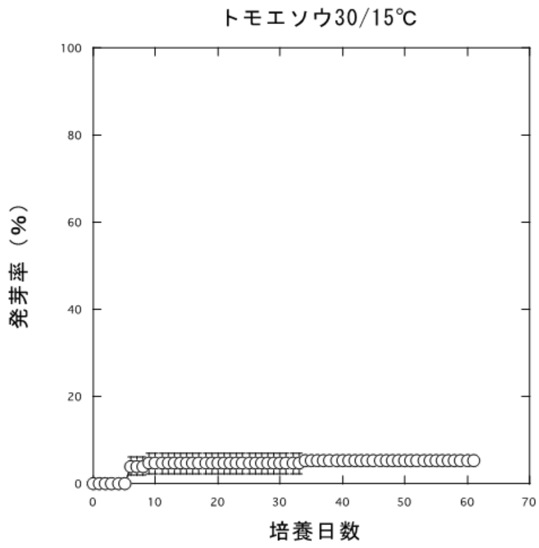
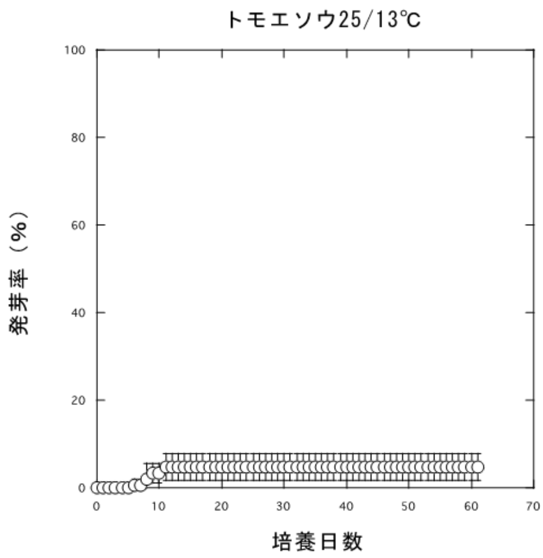


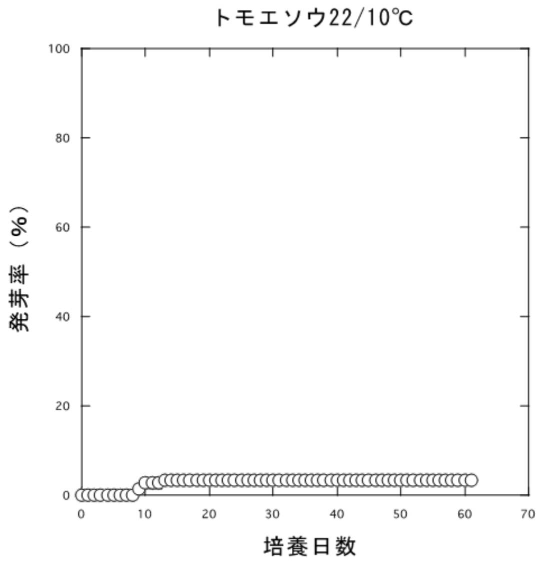
図 26　冷湿処理を施したゴマナの種子（左）と冷湿処理を施さなかったゴマナの種子（右）の発芽率の経時変化

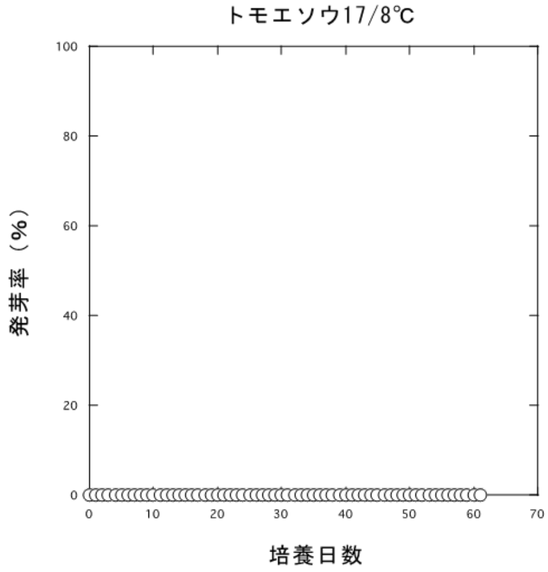
温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。









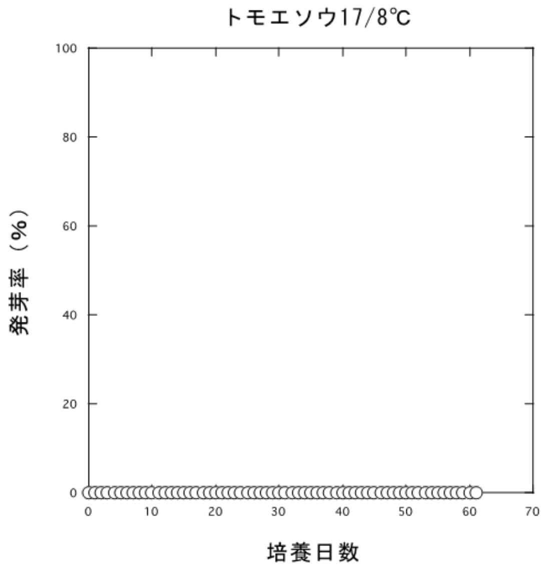


図 27　冷湿処理を施したトモエソウ種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約 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。

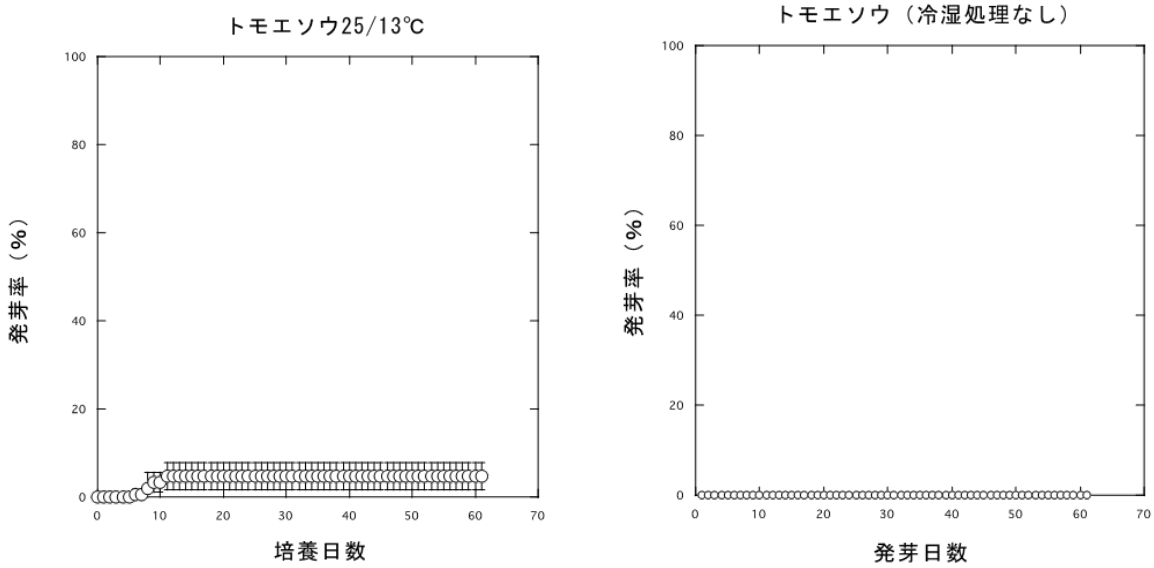


図 28　冷湿処理を施したトモエソウの種子（左）と冷湿処理を施さなかったトモエソウの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 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。

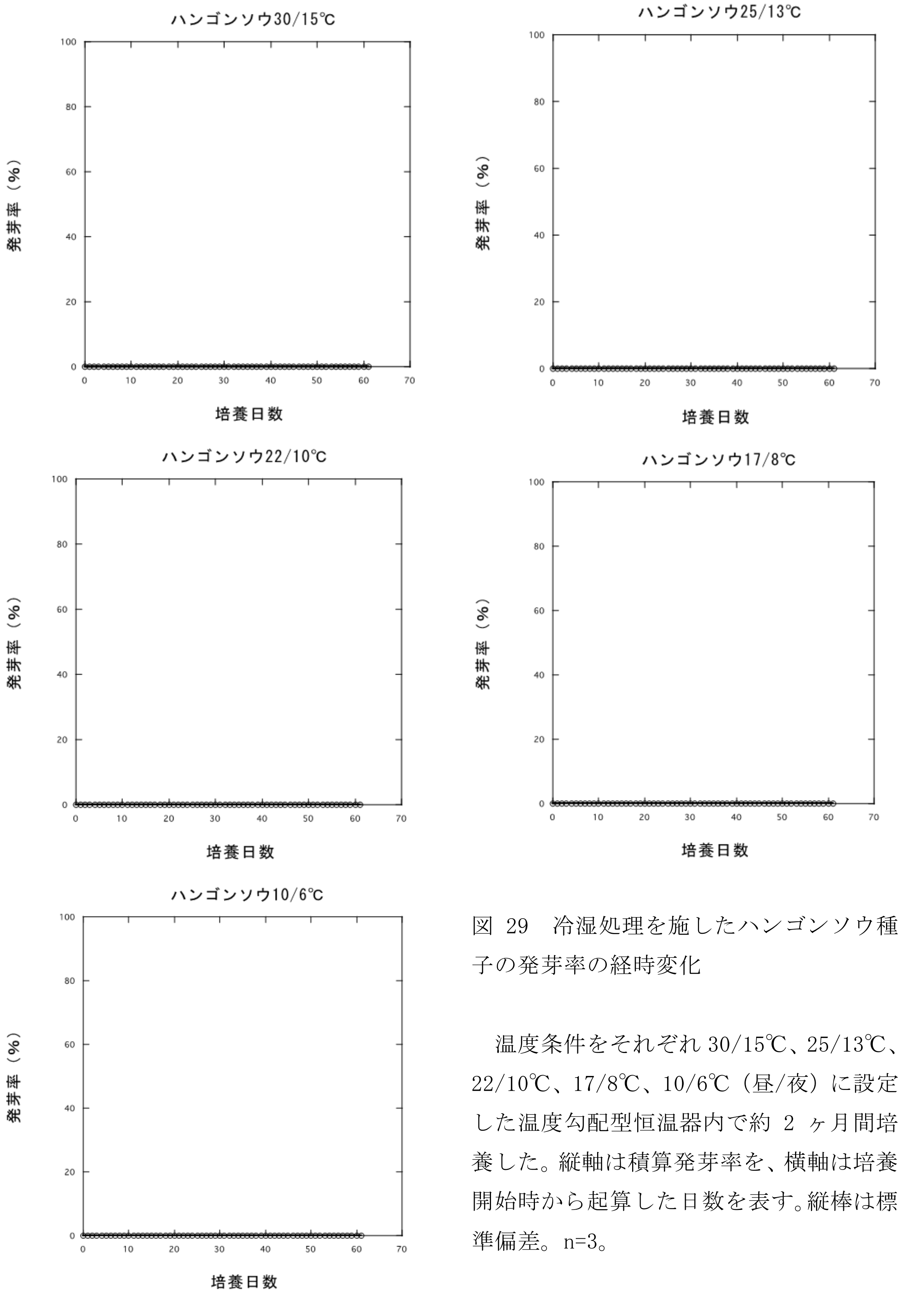


図 29　冷湿処理を施したハンゴンソウ種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約 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。

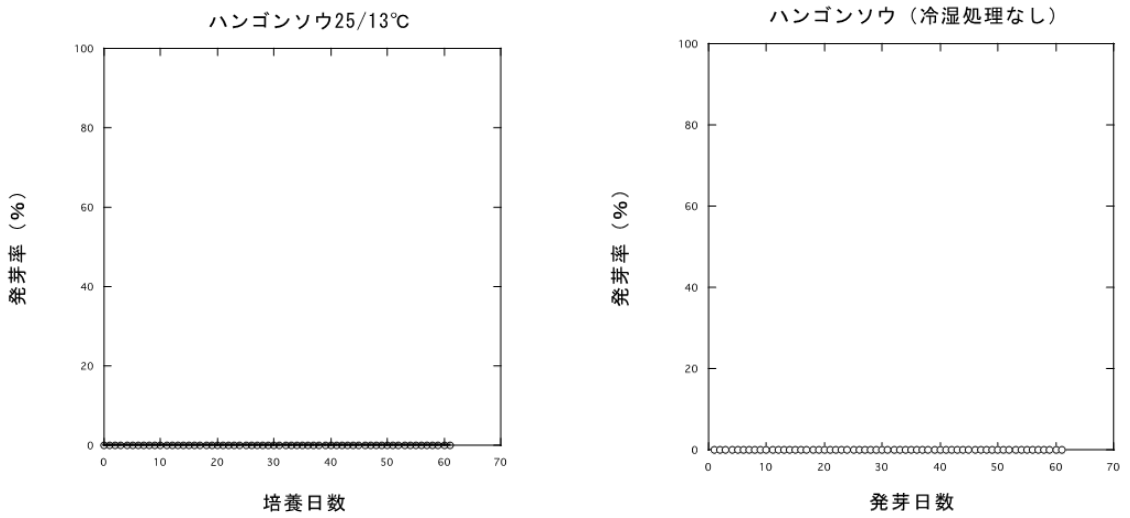
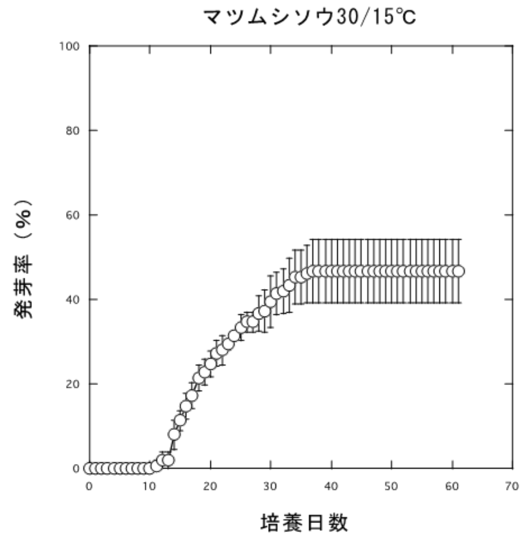
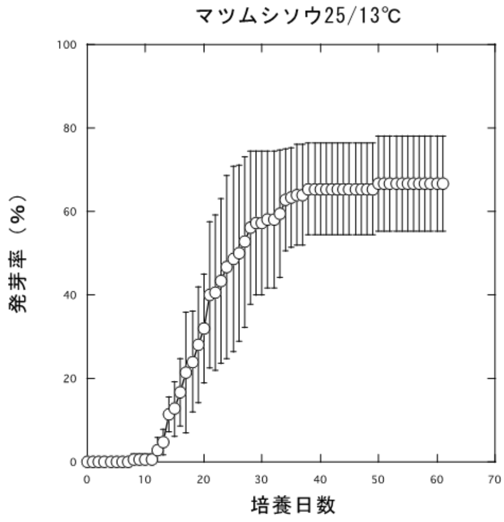
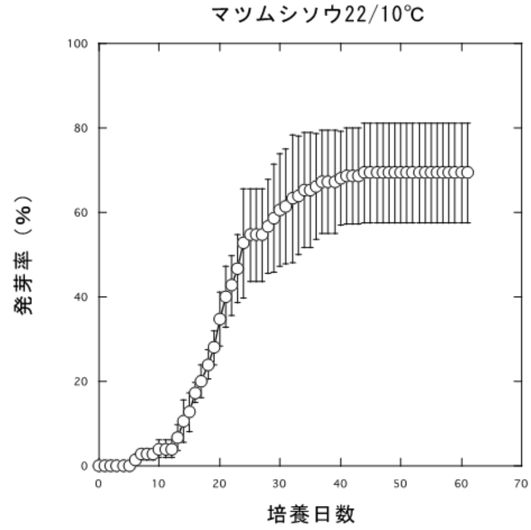


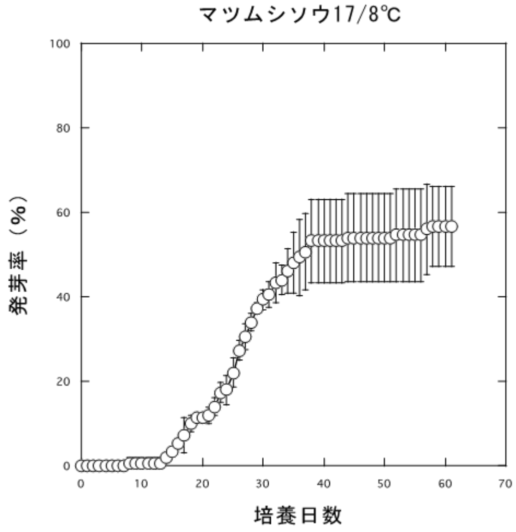
図 30　冷湿処理を施したハンゴンソウの種子（左）と冷湿処理を施さなかったハンゴンソウの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 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。









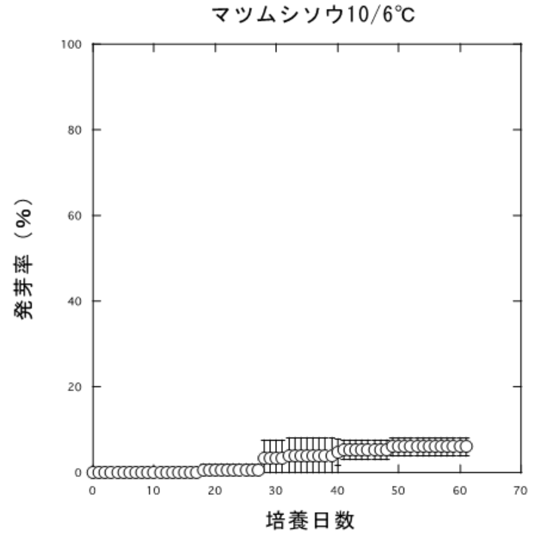


図 31　冷湿処理を施したマツムシソウ種子の発芽率の経時変化

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型恒温器内で約 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。

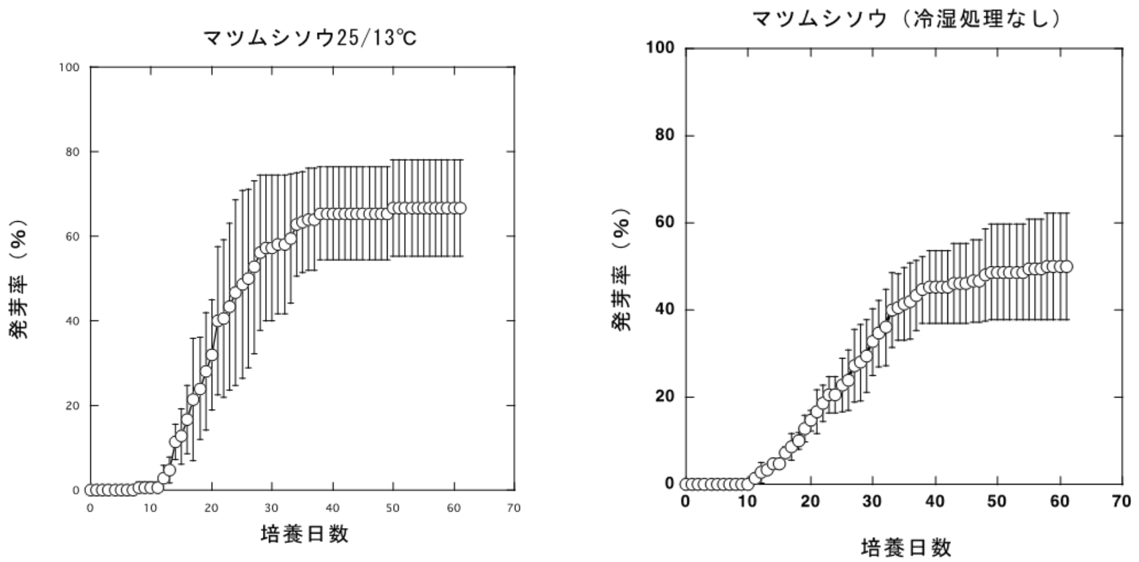


図 32　冷湿処理を施したマツムシソウの種子（左）と冷湿処理を施さなかったマツムシソウの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配型恒温器内で 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。

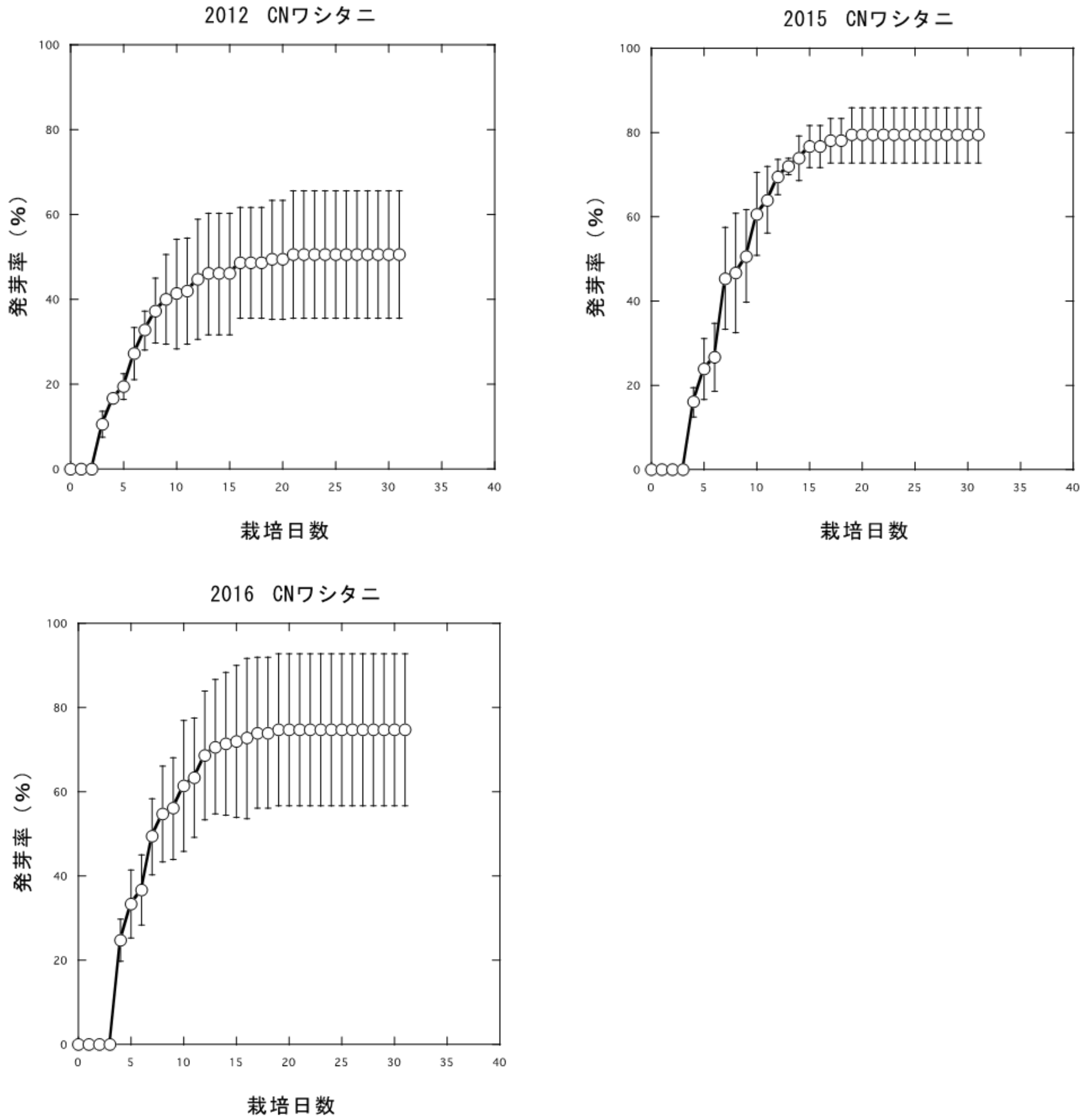
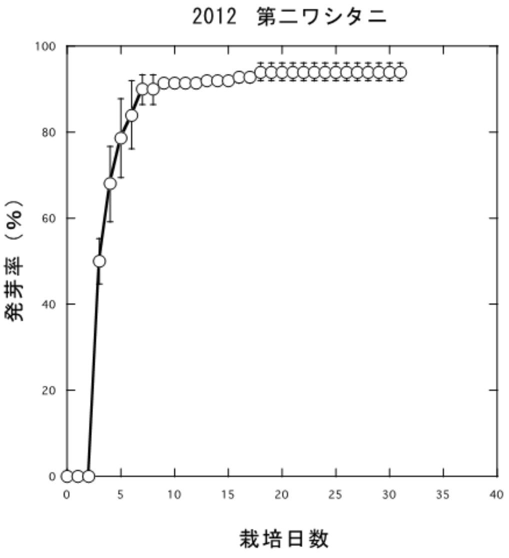
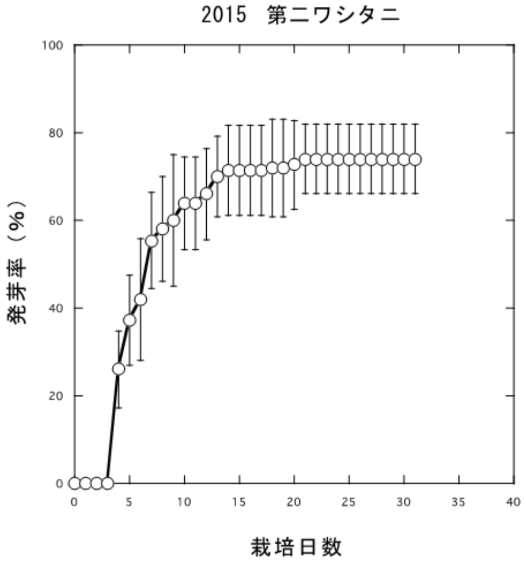


図 33　西榛名・北榛名で採取し、ジベレリン処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化（生存検定）(CN ワシタニヒルズ)

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム（0.025%CI）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℃に設定した温度勾配恒温器内で１ヶ月培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。ｎ＝3。





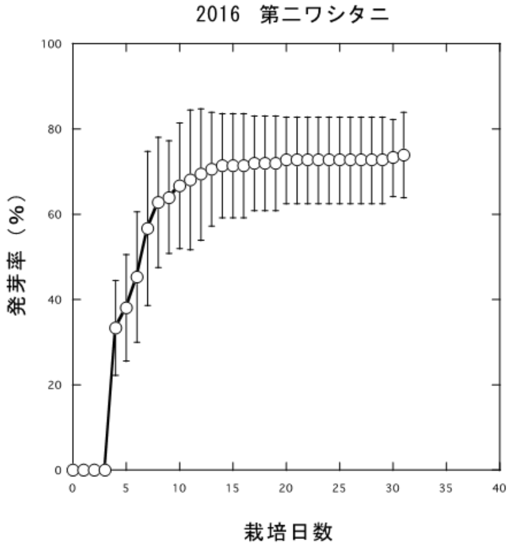
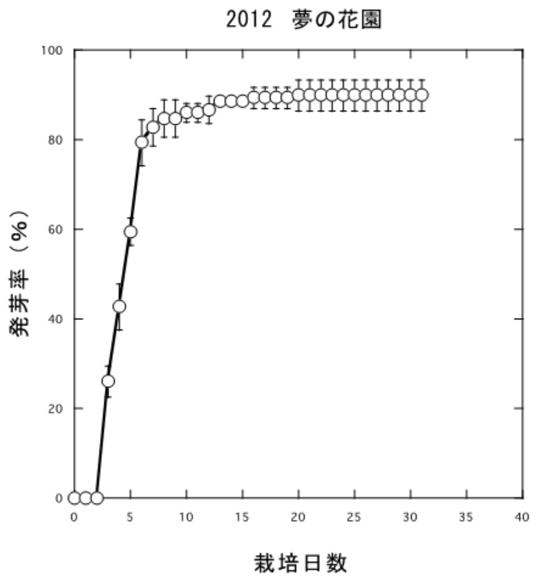
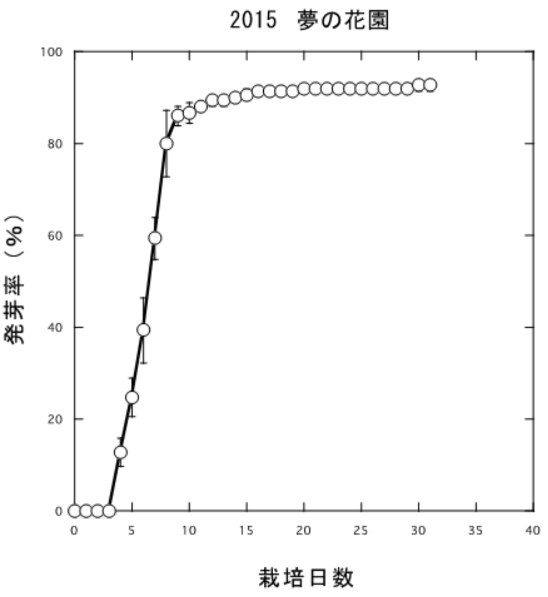


図 33　（続き：第二ワシタニヒルズ)


2012　夢の花園
100
80
60
40
20
0
0
5
10
15
20
25
30
35
40
発芽率（%）
栽培日数


2015　夢の花園
100
80
60
40
20
0
0
5
10
15
20
25
30
35
40
発芽率（%）
栽培日数

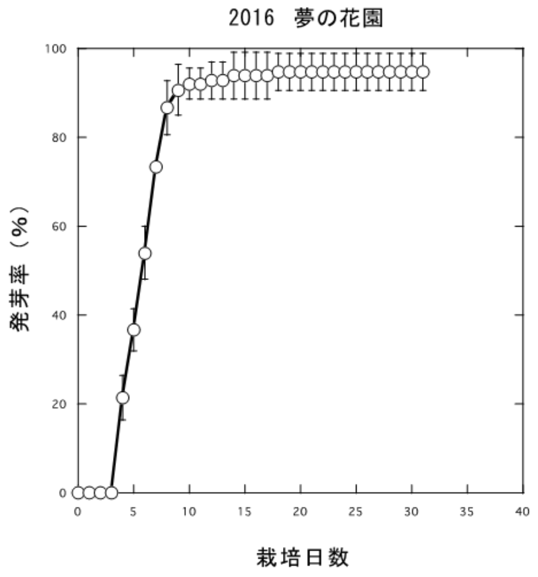

2016　夢の花園
100
80
60
40
20
0
0
5
10
15
20
25
30
35
40
発芽率（%）
栽培日数

図 33　（続き：夢の花園）

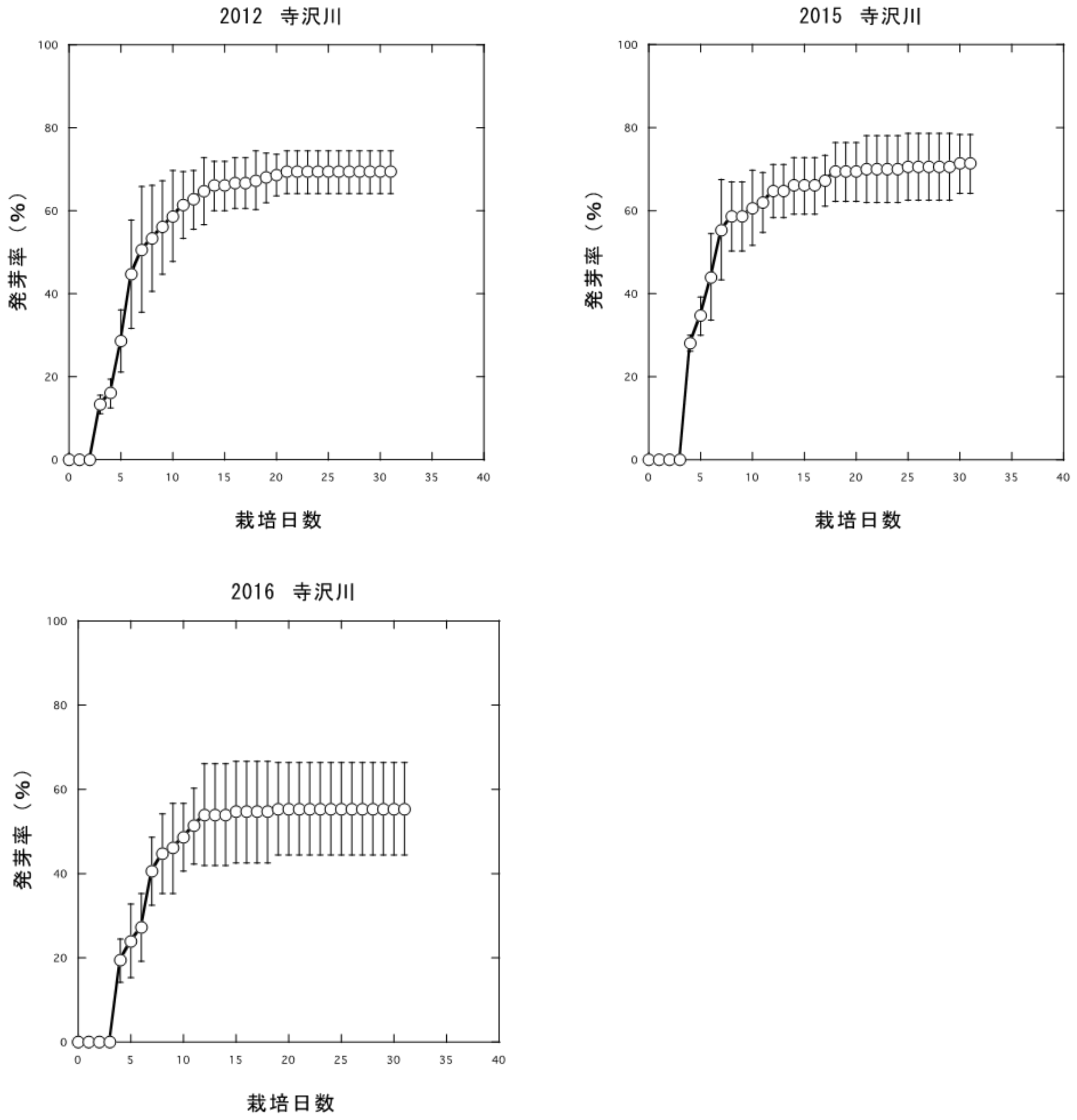
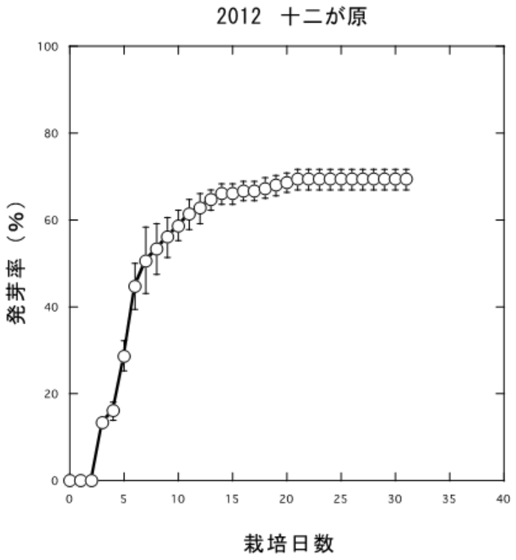
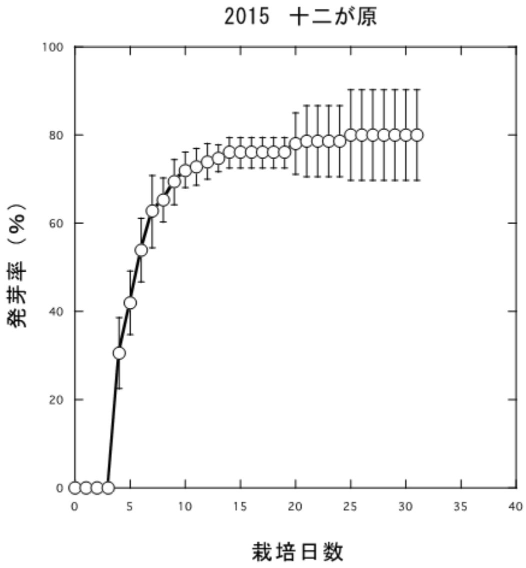


図 33　（続き：寺沢川右岸）





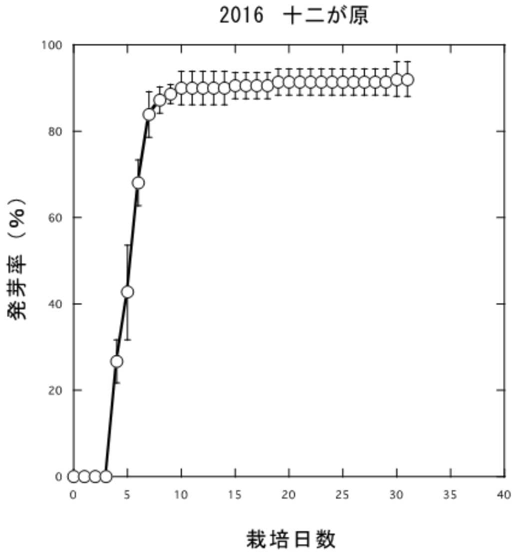


図 33　（続き：十二が原墓場）

図 34　西榛名・北榛名で採取し、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（0.025%Cl）で 5 分間消毒し洗浄した種子を、4℃の冷蔵庫内で２ヶ月冷湿処理を行った後に、温度条件を 25/13℃に設定した温度勾配恒温器内で２ヶ月培養し、この際に 1 回目の発芽観察を行った。

その後発芽が確認されなかった種子については、さらに 4℃の冷蔵庫内で 2 ヶ月冷湿処理を施した後、再び同じ条件下で２ヶ月培養し、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、横軸は培養開始から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n =3。

図 34（続き）　冷湿処理を施した北榛名産絶滅危惧種 A 種子の発芽率の経時変化

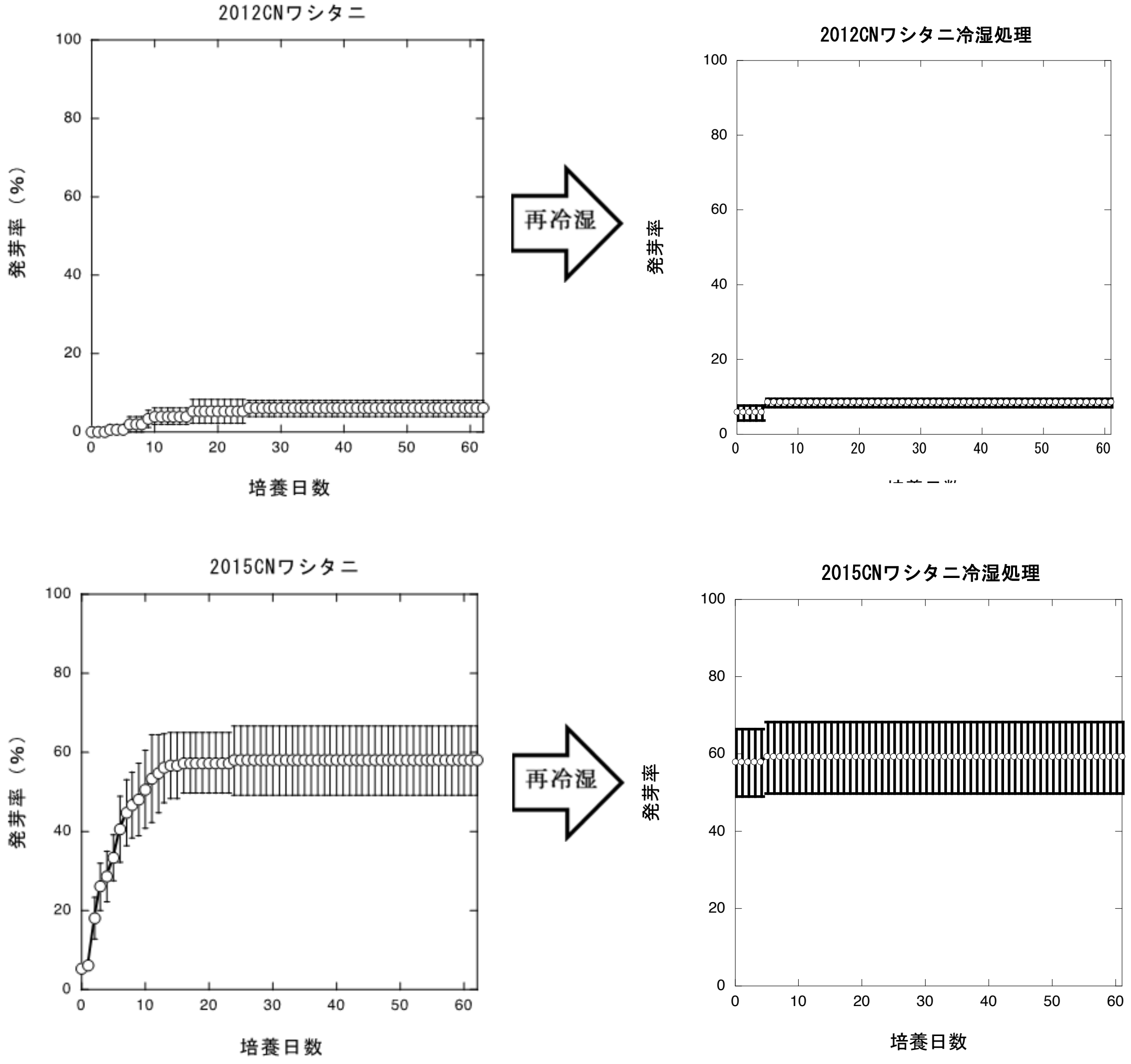


図 34（続き）　冷湿処理を施した北榛名産絶滅危惧種 A 種子の発芽率の経時変化

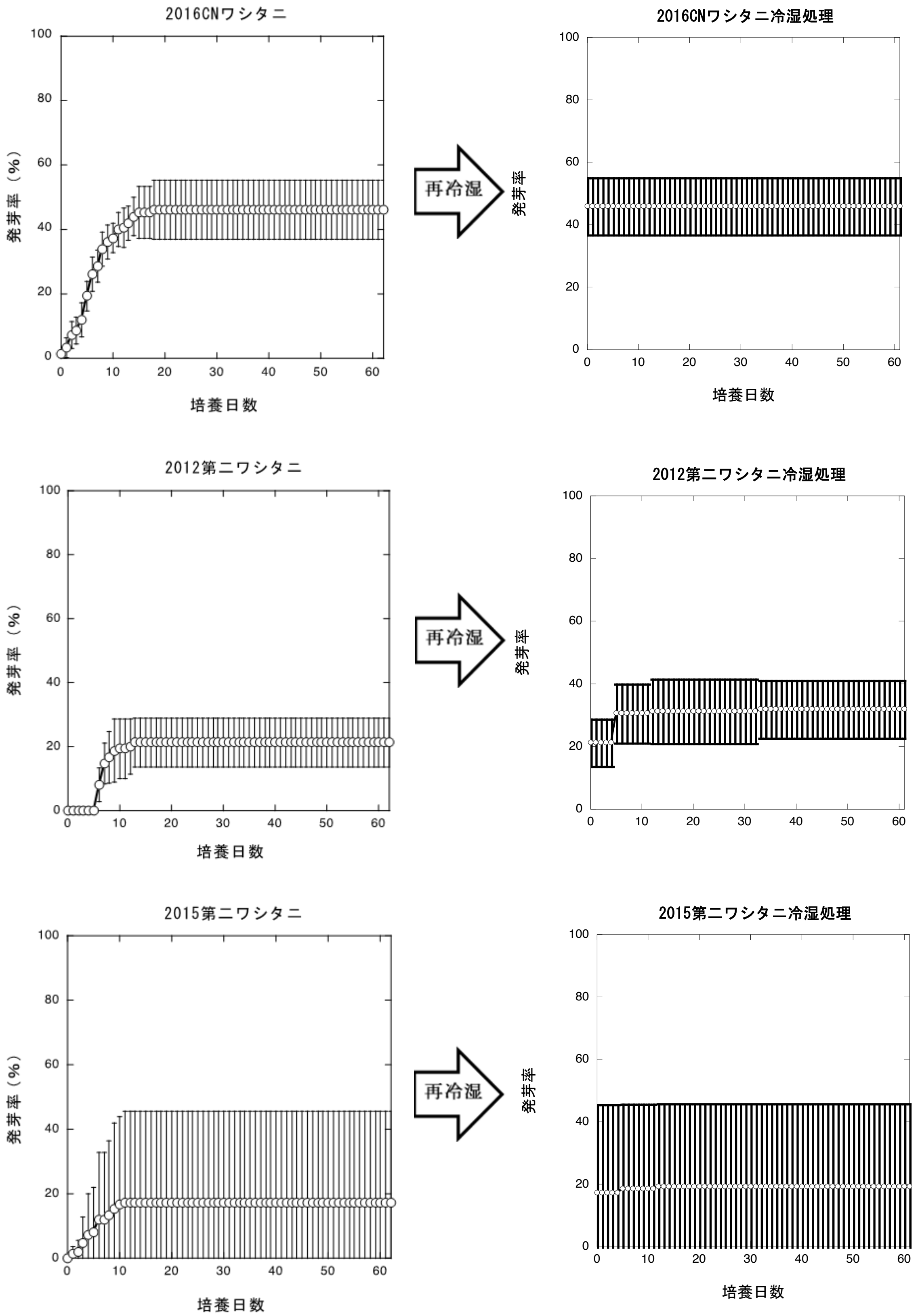


図 34（続き）　冷湿処理を施した北榛名産絶滅危惧種 A 種子の発芽率の経時変化

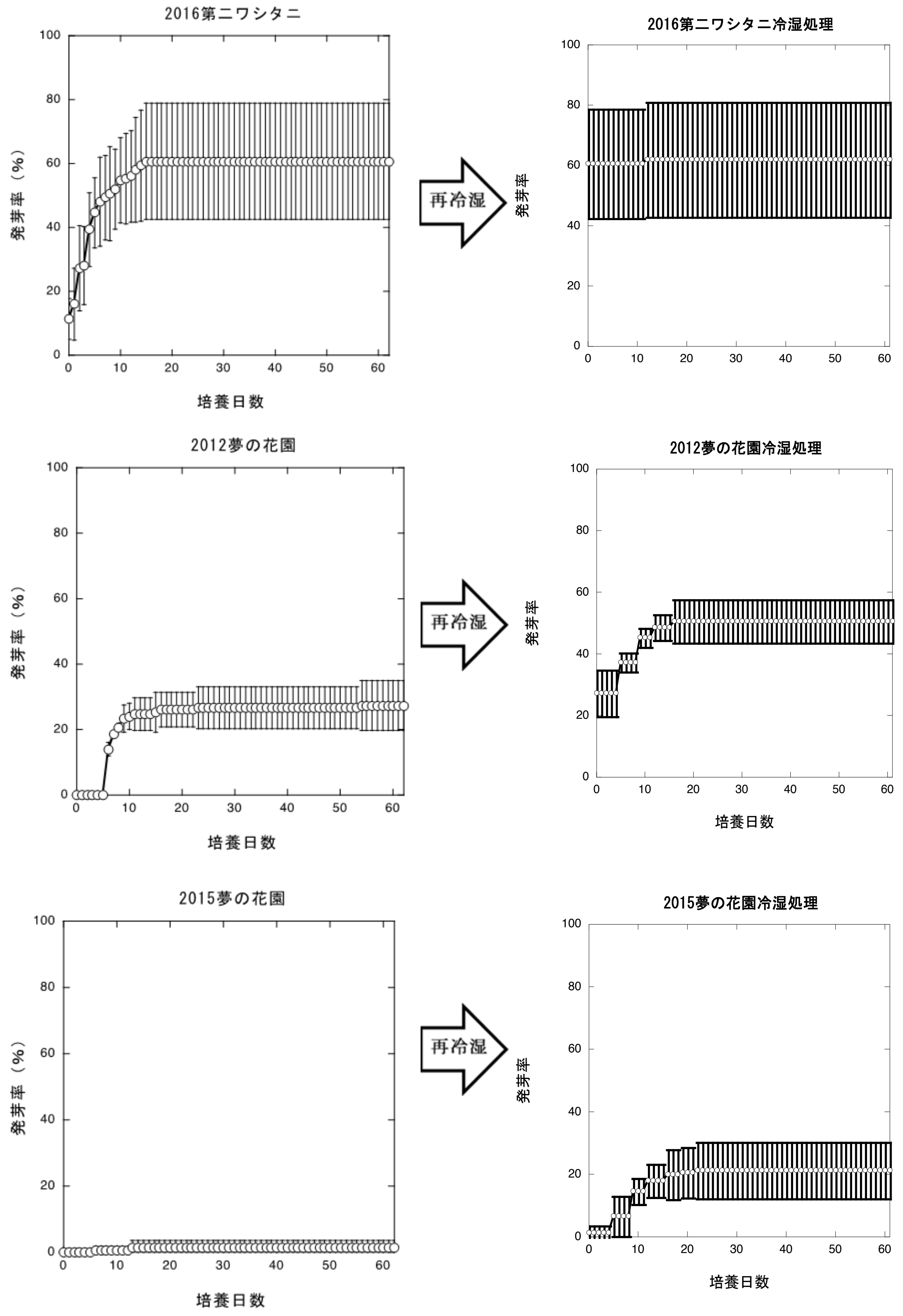


図 34（続き）　冷湿処理を施した北榛名産絶滅危惧種 A 種子の発芽率の経時変化

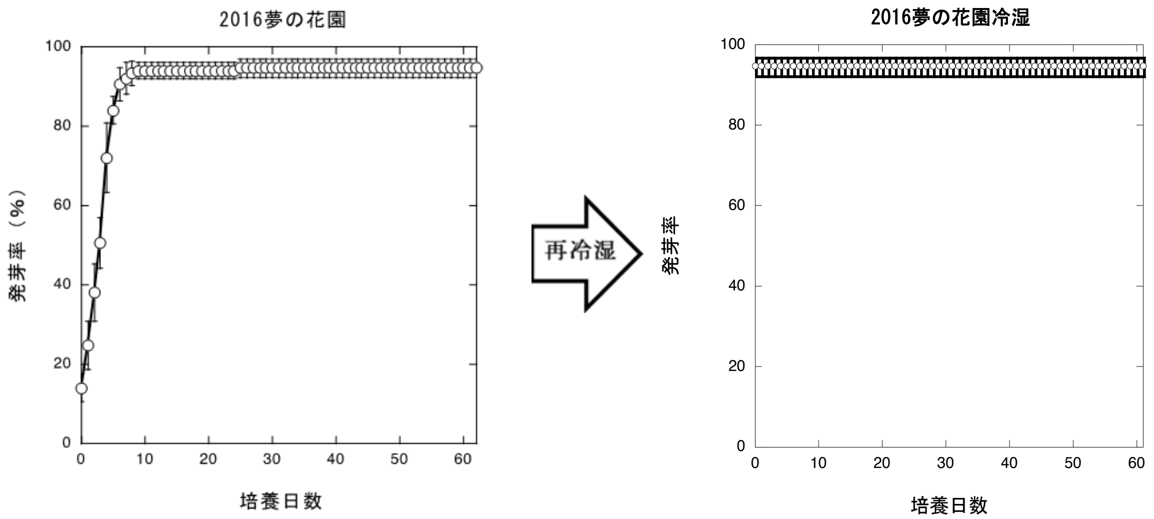


図 34（続き）　冷湿処理を施した北榛名産絶滅危惧種 A 種子の発芽率の経時変化

図 35　絶滅危惧種 A の花柱構成比

図 36　絶滅危惧種 A の結実率

図 37　絶滅危惧種 A の花茎回収率

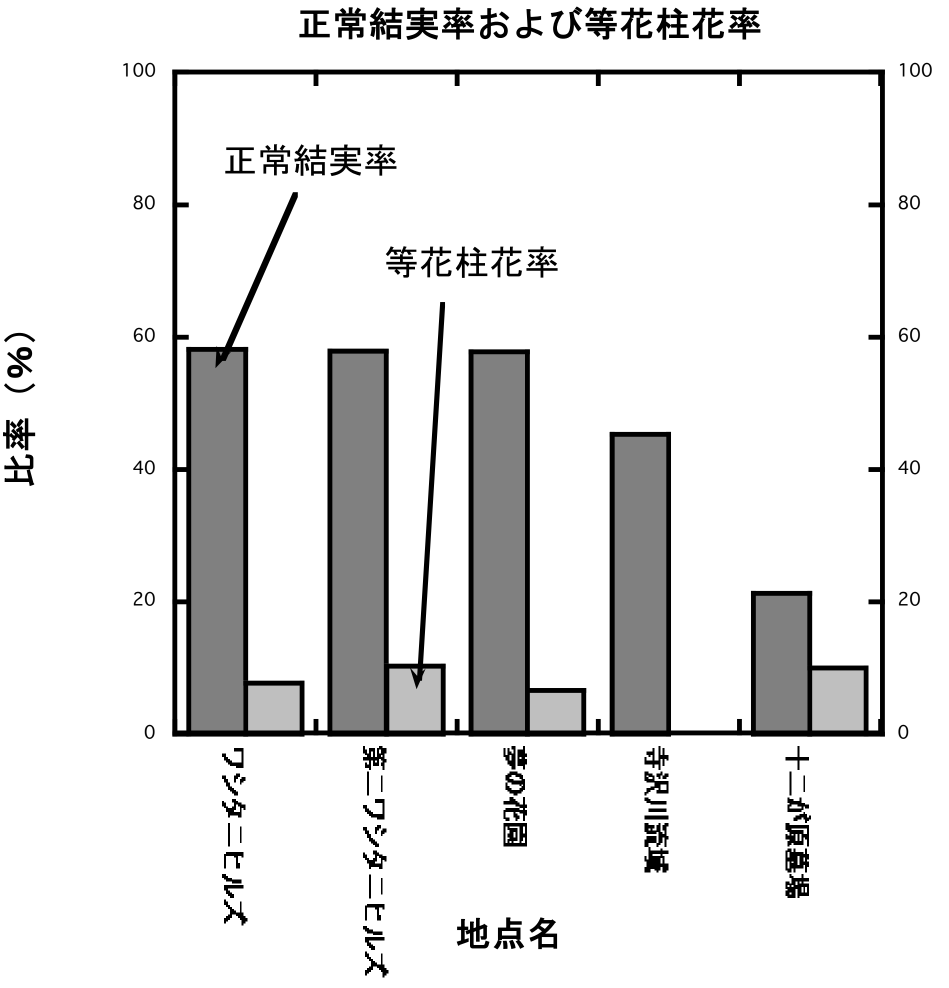


図 38　絶滅危惧種 A の正常結実率および等花柱花率

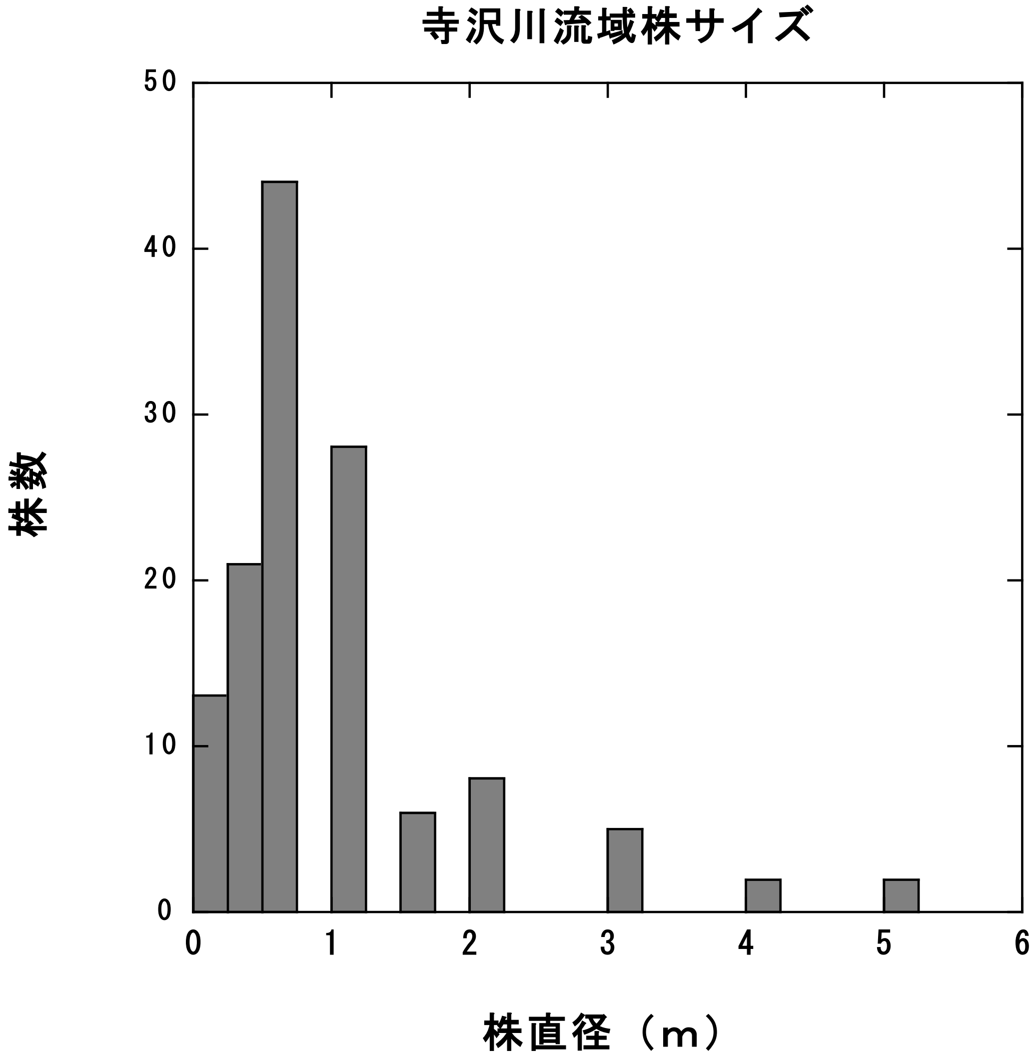
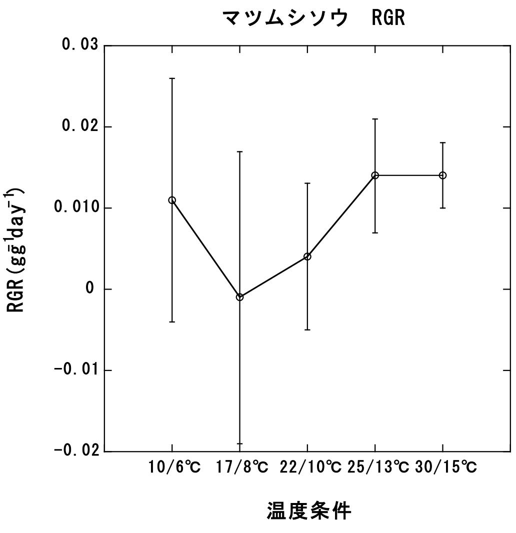
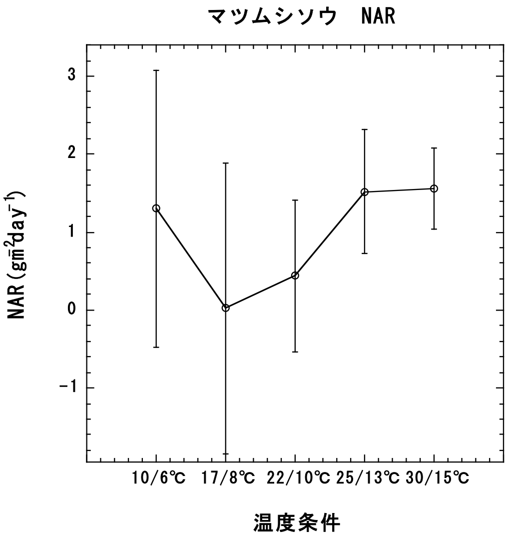
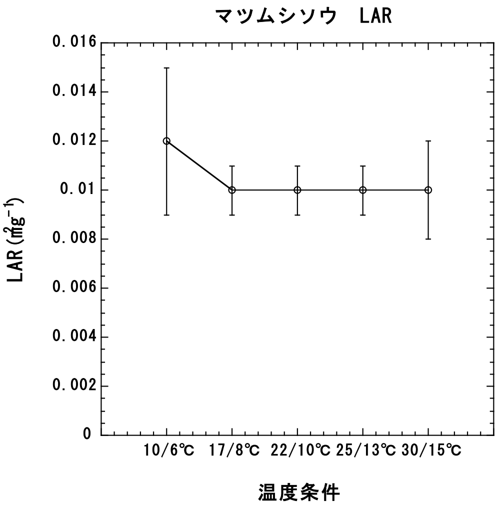


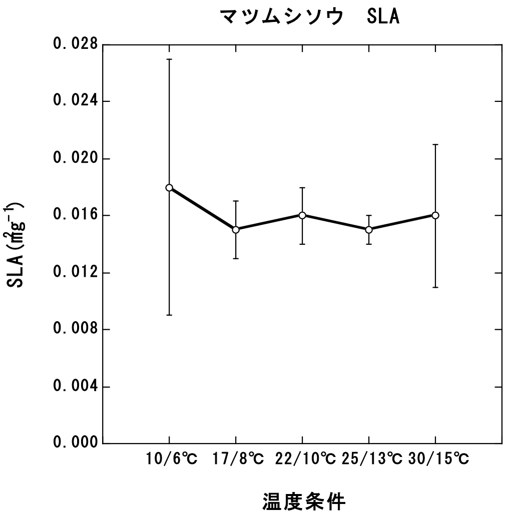
図 39　CN 寺沢川流域に生育する絶滅危惧種 A の開花株直径（m）のヒストグラム
2017 年 5 月 20 日の CN 寺沢川流域において、開花株の直径を目視により測定した結果。

図40　異なる温度条件下で栽培した生長解析結果









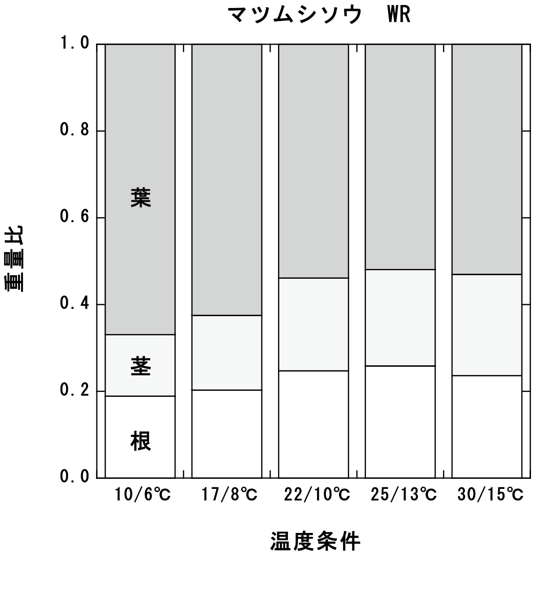


図 41　異なる温度条件下で栽培したマツムシソウの生長解析結果

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=8～9。

図 42　異なる温度条件下で栽培した絶滅危惧種 A の生長解析結果